Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2016/052

Région du Québec

Définition et caractérisation de l'habitat du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent selon une approche écosystémique

Mosnier, A.[1], Larocque, R.[1], Lebeuf, M.[1], Gosselin, J.-F.[1], Dubé, S., Lapointe, V., Lesage, V.[1], Lefaivre, D.[1], Senneville, S.[2], Chion, C.[3]

[1]Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[2]Institut des Sciences de la mer de Rimouski
Université du Québec à Rimouski
310, Alléée des Ursulines, C.P. 3300
Rimouski (Québec) G5L 3A1

[3]Institut des Sciences de la Forêt Tempérée
Université du Québec en Outaouais
58, rue Principale
Ripon (Québec) J0V 1V0

Septembre 2016

Canada

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2016
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Mosnier, A., Larocque, R., Lebeuf, M., Gosselin, J.-F., Dubé, S., Lapointe, V., Lesage, V., Lefaivre, D., Senneville, S., Chion, C. 2016. Définition et caractérisation de l'habitat du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent selon une approche écosystémique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/052. vi + 93 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VI

INTRODUCTION 1

RÉPARTITION DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT 2

- RÉPARTITION HISTORIQUE 2
- RÉPARTITION ACTUELLE 3
- ZONES DE CONCENTRATION 4
- UNE MESURE CONTINUE DE LA DENSITÉ DE BÉLUGAS 5

CARACTÉRISATION DE L'HABITAT DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT 6

- VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES 6
- COMPOSANTES BIOLOGIQUES 7

DIÈTE DU BÉLUGA 12

- APPROCHE DIRECTE : ANALYSE DES CONTENUS STOMACAUX 12
- APPROCHES INDIRECTES : CARACTÉRISATION DES SIGNATURES D'ISOTOPES STABLES, DE CONTAMINANTS ET D'ACIDES GRAS 14

MENACES 17

- EXPOSITION AUX CONTAMINANTS 17
- RÉDUCTION DE L'ABONDANCE ET DE LA QUALITÉ DES PROIES 19
- DÉRANGEMENT LIÉ AU TRAFIC MARITIME 20
- DÉVELOPPEMENT CÔTIER ET EXTRACÔTIER 21
  - Construction portuaire et dragage 22
  - Barrages 22
  - Gaz et pétrole 22
- MENACES ÉPISODIQUES, PONCTUELLES ET CHANGEMENTS À LONG TERME 22
  - Efflorescences d'algues toxiques 23
  - Épizooties 23
  - Déversement de produits chimiques 24
  - Changements environnementaux 24

INTÉGRATION DES COMPOSANTES DE L'HABITAT DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT 25

- MÉTHODOLOGIE 26
  - Présence, densité et zones de concentration des bélugas 26
  - Variables environnementales 28
  - Analyse de groupements (clusters) 29
  - Modèles statiques 30
  - Modèles dynamiques 30
- RÉSULTATS 31
  - Résultats groupement 31
  - Résultats des modèles d'intégration 32
- DISCUSSION 33
  - Groupement 33

Modèles d'intégration 33
Suggestions pour amélioration 36
CONCLUSION 36
PROJET IRÉ 36
REMERCIEMENTS 37
RÉFÉRENCES 37
TABLEAUX 50
FIGURES 59
ANNEXE 1 88
DÉTAILS MÉTHODOLOGIQUES 88
Analyses d'utilisation de l'habitat par les bélugas du saint-laurent 88
Analyses de groupement 88
Modèles statiques 88
Modèles dynamiques 89
RÉFÉRENCES 91

RÉSUMÉ

Au sein du de Pêches et Océans Canada (MPO), l'approche écosystémique est envisagée comme un outil pour la planification des opérations, la réalisation des projets et la préparation d'avis. En réponse à cette orientation stratégique, le secteur des sciences du MPO s'est engagé à implanter l'approche écosystémique dans ses activités sous la forme d'initiatives de recherche écosystémique (IRÉ) dans chacune des six régions administratives du MPO. Dans la région du Québec, deux projets pilotes ont été mis en place, l'un ciblant les espèces fourragères responsables de la présence du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et l'autre visant à définir et caractériser l'habitat du béluga du Saint-Laurent, *Delphinapterus leucas*. Issu de cette dernière thématique, le présent document se veut également une contribution aux connaissances nécessaires pour assurer la protection de cette population considérée comme en voie de disparition. On y présente, dans un premier temps, une revue des données sur la fréquentation des différentes régions par les bélugas, sur la caractérisation des composantes physiques, chimiques et biologiques de l'habitat, sur le régime alimentaire récent des bélugas, de même que sur les menaces susceptibles d'affecter le béluga ou son habitat et de compromettre le rétablissement de cette population. Basée sur l'intégration des données environnementales disponibles, l'approche écosystémique est ensuite appliquée par l'intermédiaire de plusieurs exercices de modélisation visant à expliquer la présence et les variations de densité des bélugas détectés lors de relevés aériens systématiques et à chercher d'éventuelles caractéristiques communes aux zones les plus utilisées. Les résultats des analyses montrent qu'en été les bélugas peuvent se retrouver dans la quasi-totalité de l'estuaire du Saint-Laurent, dans un réseau de 36 zones de concentration entre lesquelles ils sont susceptibles de se déplacer au cours d'une même journée. Ces zones de concentration peuvent être assemblées en trois groupes ayant des caractéristiques spécifiques liées à la probabilité d'occurrence de lançon (*Ammodytes americanus*), à la dureté du sédiment, à la vitesse et la variabilité du courant de surface ainsi qu'à la probabilité d'occurrence de structures océanographique comme des gyres ou des fronts. Les modèles utilisés ne montrent pas de relations importantes entre les variations d'occurrence ou de densité des bélugas et les variables environnementales disponibles et ne permettent pas de recommander des indicateurs simples de la qualité de l'habitat. Par contre, la carte synthèse produite par l'analyse de 35 inventaires aériens complétés en été de 1990 à 2009 peut représenter un outil utile pour la gestion, bien qu'il soit toutefois crucial de bien considérer le caractère dynamique de la distribution des bélugas. L'application de l'approche écosystémique nécessite des données détaillées sur un grand nombre de variables, hors plusieurs variables importantes comme la distribution et la répartition des proies potentielles, la salinité et la température, n'étaient pas disponibles avec la couverture et la résolution spatiale ou temporelle requise lors de cette étude. Ces connaissances sont nécessaires pour identifier les caractéristiques de l'habitat remplissant les fonctions biologiques essentielles et pour identifier les activités ou phénomènes pouvant provoquer une dégradation de ces caractéristiques et affecter le rétablissement de la population de bélugas du Saint-Laurent.

Definition and characterisation of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) habitat following an ecosystemic approach

ABSTRACT

Within Fisheries and Oceans Canada (DFO), the ecosystem approach is considered as a tool for operational planning, project implementation and preparation of advisory reports. In response to this strategic direction, the science division of DFO is committed to implement the ecosystem approach in its activities as Ecosystem Research Initiatives (ERI) in each of the six administrative regions of DFO. In the Quebec region, two pilot projects were set up, one targeting forage species responsible for the presence of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the St. Lawrence estuary and the other aiming to define and characterize the habitat of the St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*). Issued from this last topic, this document is also a contribution to the knowledge needed to protect this population considered as endangered. First, it presents a review of data describing the use of the different regions by belugas, the physical, chemical and biological characteristics of the habitat, the recent diet composition of beluga, as well as threats that may affect beluga or its habitat and jeopardize the recovery of this population. Based on the integration of environmental data available, the ecosystem approach is then applied through several modeling exercises aiming to explain the occurrence and density variations of belugas detected during systematic aerial surveys and to look for possible characteristics common to the most used areas. The results show that in summer, belugas can be found in almost the entire St. Lawrence estuary in a network of 36 concentration areas between which they are likely to move in the same day. These concentration areas can be assembled into three groups with specific characteristics linked to the probability of sandlance (*Ammodytes americanus*) occurrence, the hardness of the sediment, the speed and variability of surface water current and the probability of occurrence of oceanographic structures such as gyres or fronts. The models show no significant relationships between changes in occurrence and density of belugas and environmental variables available and do not allow recommending simple indicators of the habitat quality. However, the synthesis map produced by the analysis of 35 aerial surveys completed from 1990 to 2009 may be a useful tool for management, although it will be important to carefully consider the dynamic nature of the belugas distribution. The application of the ecosystem approach requires detailed data on a large number of variables, however, several important variables such as the distribution of potential prey, salinity and temperature were not available with the coverage and the spatial or temporal resolution required for this study. This knowledge is needed to identify habitat characteristics fulfilling the essential biological functions and to identify activities or phenomena that may cause degradation of these characteristics and affect the recovery of St. Lawrence beluga population.

INTRODUCTION

L'approche écosystémique apparaît comme un courant de plus en plus répandu au Canada et dans d'autres pays. Au sein de Pêches et Océans Canada (MPO), cette approche est présagée comme un outil pour la planification des opérations et la préparation d'avis. En réponse à cette orientation stratégique du Ministère, le secteur des sciences du MPO s'est engagé à implanter l'approche écosystémique dans ses activités. Six projets pilotes sous la forme d'initiatives régionales de recherche écosystémique (IRÉ) ont ainsi vu le jour dans les six régions administratives du MPO. Ces IRÉ constituent également l'un des trois axes du plan quinquennal de recherche des Sciences du MPO.

Dans la région du Québec, la mise en œuvre d'une IRÉ ciblant l'estuaire du Saint-Laurent trouve sa justification dans l'importance des processus physiques qui y ont cours et qui font de l'estuaire un écosystème hautement productif. Dans le cadre du plan d'action sur les océans (2005), l'estuaire maritime fait partie des dix zones d'importance écologique et biologique représentant 30 % de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (ZIEB, MPO 2007). L'estuaire moyen représente quant à lui une zone de transition importante. Ses eaux saumâtres et ses marais constituent une zone de fraie et de développement pour plusieurs espèces diadromes et marines (Gagnon 1998a et b). Étant donné le rôle que jouent les ZIEB, une attention particulière doit être portée aux activités pouvant affecter leur intégrité. L'estuaire du Saint-Laurent n'est d'ailleurs pas exempt de pressions anthropiques (navigation, produits chimiques toxiques, développement côtier et extracôtier, pêche). La mise en place d'une IRÉ adopte une approche intégratrice dans l'évaluation de problématiques environnementales et dans la prestation d'avis scientifiques. En ce sens, lors de deux ateliers tenus à l'Institut Maurice-Lamontagne, l'approche écosystémique a été définie pour les projets pilotes de l'estuaire, comme « L'intégration des activités et des informations scientifiques à l'étude de composantes de l'écosystème en vue de : cerner et comprendre les principales interactions entre la/les composantes visée(s) et les autres composantes de l'écosystème, ainsi que leur tendances (recherche et monitorage); évaluer les risques et impacts découlant des perturbations naturelles et anthropiques sur ces interactions (évaluation intégrée); formuler des avis scientifiques intégrant ces aspects, lorsqu'applicable, en réponse à des enjeux de gestion et de gouvernance (avis)» (INESL et Activa Environnement 2007).

L'adoption d'une approche écosystémique visait aussi à enrichir et à consolider le dialogue entre les équipes de recherche du MPO de différents secteurs, tels ceux des océans, de l'environnement, des espèces en péril, des habitats, de la gestion des pêches, ainsi qu'à favoriser les échanges avec les partenaires externes, notamment le parc marin Saguenay-Saint-Laurent. Parallèlement à l'identification d'enjeux scientifiques, la démarche menant à la définition de projets ciblés dans le cadre de l'IRÉ dans l'estuaire du Saint-Laurent a pris en considération les enjeux de gestion et les besoins identifiés par ces clients internes et externes. Deux thématiques ont ainsi été retenues pour la mise en œuvre de projets pilotes (INESL et Activa Environnement 2007), l'une ciblant les espèces fourragères et plus particulièrement le krill comme source de nourriture du rorqual bleu, *Balaenoptera musculus*, et la deuxième visant l'habitat du béluga du Saint-Laurent, *Delphinapterus leucas*, qui fait l'objet du présent rapport.

La population de bélugas du Saint-Laurent est l'une des sept populations reconnues actuellement dans les eaux canadiennes. La chasse aurait réduit cette population de 7800-10 000 en 1886 à environ 1000 individus des années 1980 au début des années 2000. La modélisation de la population en 2013 suggère que la population est en léger déclin depuis le début des années 2000 et était estimée à 890 individus en 2012. Malgré une interdiction de la chasse depuis 1979, la population n'a pas montré de signe de rétablissement. La population de bélugas du Saint-Laurent a reçu le statut de population «en voie de disparition » à la suite de la plus récente évaluation du

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 2014. Elle est actuellement inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et en conséquence, elle fait l'objet d'un programme de rétablissement (MPO 2012). L'habitat essentiel y est désigné, selon la meilleure information disponible.

Le présent document de recherche se veut une contribution complémentaire à la définition et à la caractérisation des composantes physiques, chimiques et biologiques de l'habitat du béluga du Saint-Laurent. Les nouvelles données acquises durant l'IRÉ sont présentées et compilées avec les données historiques afin de faire ressortir leur pertinence pour la description de l'habitat et pour l'évaluation de l'utilisation de cet habitat par les bélugas. Le projet pilote fait une revue des données sur la fréquentation des différentes régions par les bélugas, sur la caractérisation des composantes physiques, chimiques et biologiques de l'habitat, sur le régime alimentaire récent des bélugas, de même que sur les menaces susceptibles d'affecter le béluga ou son habitat et de compromettre le rétablissement de cette population. Chaque section du rapport décrit l'information disponible et, lorsque cela est opportun, présente les données sous forme de couche d'information à intégrer dans les analyses. L'approche écosystémique a été appliquée par un exercice de synthèse et d'intégration de ces informations sur l'habitat du béluga.

L'intégration des données s'est effectuée par l'application de plusieurs approches statistiques incluant des modèles dynamiques, statiques dans le but de tenter d'expliquer la présence et les variations de densité de bélugas détectés lors des relevés systématiques en fonction de plusieurs variables environnementales. Une analyse de groupement a aussi été effectuée pour identifier si 36 zones de concentration identifiées par les relevés aériens systématiques pouvaient être regroupées selon des caractéristiques de l'habitat.

Ce projet visait à identifier et caractériser certaines zones plus sensibles de l'habitat du béluga dans le but de prendre des actions sur des zones similaires et ainsi favoriser le rétablissement de la population et l'élargissement de son aire de répartition. Ce projet visait aussi à procurer quelques balises pour la sélection d'indicateurs du suivi de l'habitat du béluga. De plus, l'application des modèles statistiques permettant d'expliquer l'occurrence et la densité des bélugas dans l'estuaire du Saint-Laurent apparaissait comme un outil prometteur, notamment en matière de gestion. Cet exercice cherchait aussi à identifier les limites des données disponibles afin d'orienter les futurs travaux de recherche pour améliorer la description de l'habitat du béluga et la compréhension de ses fonctions.

RÉPARTITION DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT

Le béluga est une espèce arctique qui compte sept populations actuellement reconnues dans les eaux canadiennes, dont une population vivant dans l'estuaire du Saint-Laurent (COSEPAC 2004). L'environnement fréquenté par cette espèce à ces basses latitudes est caractérisé notamment par des remontées d'eaux froides et riches en minéraux, une productivité élevée et un couvert hivernal de glace marine. Les processus océanographiques responsables de ces conditions sont considérés comme cruciaux à la survie et au rétablissement de cette population (MPO 2010).

RÉPARTITION HISTORIQUE

L'information concernant la répartition historique du béluga du Saint-Laurent provient des travaux de Vladykov (1944), basés essentiellement sur les données de capture, les connaissances des marins ainsi que les renseignements récoltés lors de visites dans les communautés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent dans les années 1930. De façon générale, la répartition du béluga s'étendait beaucoup plus en aval qu'actuellement et comprenait une zone de fréquentation importante dans la région des bancs de Manicouagan (Figure 1). Centrée sur la rivière Saguenay, l'aire identifiée comme la zone d'abondance annuelle couvrait l'estuaire, principalement entre l'Ile-

aux-Coudres et Pointe-des-Monts sur la rive nord, et entre Rivière-Ouelle et Cap-Chat sur la rive sud. Dans cette zone, de juin à novembre, Vladykov (1944) rapporte qu'en plus de troupeaux de mâles adultes, des troupeaux de femelles avec des veaux étaient observés à l'Île-aux-Coudres, dans le Saguenay, dans les baies entre Les Bergeronnes et Les Escoumins et aux Bancs de Manicouagan. Il rapporte aussi que dans la région de Les Escoumins et du Banc de Manicouagan, les femelles et les jeunes fréquentaient les baies alors que les mâles se retrouvaient plus au large.

De façon générale, à partir de cette zone d'abondance annuelle, Vladykov (1944) rapportait un déplacement vers l'aval à l'automne, à l'exception de quelques adultes remontant vers l'ouest, puis un retour vers l'amont au printemps. Ces descriptions des mouvements saisonniers à l'extérieur de la zone d'abondance annuelle étaient basées sur l'observation de petits troupeaux ou d'animaux dispersés, principalement des adultes de grande taille et plus rarement de juvéniles. Ces mouvements étendaient la répartition le long de la péninsule gaspésienne jusqu'à Carleton dans la baie des Chaleurs, le long de la Côte-Nord jusqu'à Natashquan, dans le Saguenay jusqu'à Chicoutimi et en amont de l'estuaire jusqu'à 50 km à l'ouest de Québec.

RÉPARTITION ACTUELLE

L'information sur la répartition actuelle du béluga du Saint-Laurent provient principalement de relevés effectués par avion, par hélicoptère et par bateau depuis 1973 (Pippard et Malcolm 1978; Sears et Williamson 1982; Pippard 1985a; Béland *et al.* 1987; Sergeant et Hoek 1988; Boivin et INESL 1990; Michaud et Chadenet 1990; Kingsley et Hammill 1991; Michaud 1993; Kingsley 1993, 1996, 1998, 1999; Gosselin *et al.* 2001; Gosselin *et al.* 2007). La majorité de ces relevés visaient à estimer l'abondance de la population. Ils couvraient généralement la partie centrale de l'aire de répartition et ont été réalisés en été. L'information sur la répartition des bélugas en dehors de la période estivale est limitée (Sears et Williamson 1982; Boivin et INESL 1990; Michaud et Chadenet 1990) (Figure 2). L'aire de répartition actuelle ne couvre qu'environ 65 % de la zone d'abondance annuelle décrite dans les années 1930 (Vladykov 1944). Toutes saisons confondues, cette aire représente environ 5 000 km^2, soit l'une des plus petites superficies occupées par une population de cette espèce (Hobbs *et al.* 2005, Hobbs *et al.* 2008). L'aire utilisée en été est encore plus restreinte, soit environ 2 800 km^2. L'aire de répartition estivale, centrée au confluent du Saint-Laurent et du Saguenay, s'étend vers l'ouest jusqu'aux battures aux Loups Marins, près de l'Île-aux-Coudres, et vers l'est jusqu'à Rivière-Portneuf/Rimouski. Elle couvre également la rivière Saguenay jusqu'à la baie Sainte-Marguerite. Contrairement aux années 1930, les bélugas ne sont plus observés en grand nombre dans le secteur des bancs de Manicouagan en été.

Les observations de bélugas à l'extérieur de cette région et en dehors de la saison estivale proviennent principalement de la zone située entre les battures aux Loups Marins et Sept-Îles/Cloridorme (Sears et Williamson 1982; Boivin et INESL 1990; Michaud et Chadenet 1990). Quelques rares observations ont été rapportées jusqu'à Saint-Fulgence dans le Saguenay, dans la baie des Chaleurs, dans le golfe du Saint-Laurent, sur les côtes atlantiques des provinces maritimes et dans l'est des États-Unis (Reeves et Katona 1980; Michaud *et al.* 1990; Gosselin *et al.* 2014).

L'espèce a tendance à se regrouper pendant l'été dans les estuaires ou à l'embouchure de certaines rivières, comme c'est le cas pour la population du Saint-Laurent dans le Saguenay, et la baie Sainte-Marguerite. Comparativement aux populations de l'Arctique, le béluga du Saint-Laurent se trouve déjà dans un estuaire, dont une partie, le chenal sud de l'estuaire moyen, présente des conditions semblables à celles des zones peu profondes et plus chaudes souvent associées aux regroupements de bélugas observés ailleurs (Sergeant 1973; Smith et Martin 1994). Diverses hypothèses ont été formulées au sujet de ces regroupements estivaux, notamment le besoin d'avoir accès à des eaux chaudes dans des estuaires peu profonds afin de stimuler la mue, d'élever les petits, de s'alimenter ou d'éviter la prédation (Doidge 1990; St. Aubin *et al.* 1990).

Par ailleurs, on observe une ségrégation dans l'utilisation de l'estuaire en été par les animaux de différentes classes de taille, possiblement liée à une ségrégation entre les mâles adultes et les troupeaux composés de femelles et de jeunes, telle qu'observée dans l'Arctique (Smith *et al.* 1994; Heide-Jørgensen et Lockyer 2001; Loseto *et al.* 2006). Trois types de troupeaux de compositions différentes selon la proportion d'adultes et de jeunes peuvent être observés dans le Saint-Laurent (Michaud 1993). Des troupeaux composés d'adultes et de jeunes se concentrent en amont de l'aire de répartition dans l'estuaire moyen (entre les battures aux Loups Marins et l'embouchure du Saguenay), dans des eaux plus chaudes, turbides et de plus faibles profondeurs. Des troupeaux d'adultes de grande taille sont présents plus en aval, principalement dans la partie nord de l'estuaire maritime, dans des eaux plus profondes et plus froides. Les troupeaux dits « mixtes » occupent le secteur centre, soit le Saguenay et son embouchure, ainsi que la partie sud de l'estuaire maritime (Figure 3).

Les bélugas du Saint-Laurent effectuent une migration saisonnière, mais de grands déplacements comme ceux observés chez des populations de l'Arctique n'ont pas été observés dans le Saint-Laurent (Smith et Martin 1994; Kingsley *et al.* 2001; Richard *et al.* 2001; Lewis *et al.* 2009). L'information sur la répartition du béluga pour les saisons autres que l'été est limitée et seuls des relevés effectués en 1989 et 1990 visaient spécifiquement à estimer les variations saisonnières de répartition (Boivin et INESL 1990; Michaud *et al.* 1990; Michaud et Chadenet 1990). Selon ces relevés, la répartition du béluga était sensiblement la même en automne qu'en été, mais un déplacement vers l'aval a été observé. Toujours selon ces relevés, une partie importante de la population aurait atteint, en novembre, l'est de Baie-Comeau (rive nord) et de Rimouski (rive sud). De novembre à avril, des observations de bélugas sont rapportées principalement dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe, de Tadoussac à Les Escoumins à l'ouest, jusqu'à Cloridorme et Sept-Îles à l'est. Toutefois, une incertitude demeure quant à la proportion de la population qui utilise l'estuaire maritime ou le nord-ouest du golfe pendant l'hiver et au printemps. Le couvert de glaces, les risques de prédation et la disponibilité de la nourriture pourraient influencer la période et l'ampleur des déplacements. Des relevés effectués en mars rapportent que des bélugas demeurent dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent jusqu'à Cloridorme, mais que la majorité des individus ont réintégré l'estuaire moyen jusqu'aux battures aux Loups Marins. Une abondance de poissons en frai (ou autres proies) pourrait avoir une incidence sur l'aire de répartition des bélugas d'avril à juin (Bailey *et al.* 1977).

ZONES DE CONCENTRATION

Au sein de l'aire de répartition, il existe de nombreuses petites zones fréquentées régulièrement par les bélugas ou à l'intérieur desquelles ils passent une grande proportion de leur temps (Pippard et Malcolm 1978; Laurin 1982; Pippard 1985b; Sergeant 1986; Michaud 1987, 1988, 1992, 1993; Ketos 1989,; Busque 2006; Conversano 2009; Lemieux Lefebvre et *al.* 2012). Trois études empruntant des approches différentes ont porté plus spécifiquement sur l'identification de zones de concentration et de fréquentation intensive (Pippard et Malcolm 1978; Michaud 1993; Lemieux Lefebvre *et al.* 2012).

L'étude de Pippard et Malcom (1978) avait défini neuf zones régulièrement utilisées par les bélugas à partir d'observations faites de la rive, de petits bateaux et d'hélicoptère entre 1975 et 1977. Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence car la notion d' « utilisation régulière » n'était pas définie clairement et les fonctions associées à ces aires étaient basées sur des observations de surface ou déduites des caractéristiques environnementales. De plus, l'aire d'étude ne couvrait qu'une partie restreinte de l'aire de répartition estivale du béluga. L'étude de Michaud (1993) a, quant à elle, identifié 18 aires de fréquentation intensive à partir d'une série de relevés systématiques aériens réalisés entre 1987 et 1992. Ces relevés couvraient la majeure partie de l'aire de répartition estivale du béluga. À partir d'un quadrillage de la zone couverte par les

relevés, les aires de fréquentation intensive ont été identifiées en estimant, dans chaque case de la grille, le nombre moyen d'individus par relevé, la proportion du nombre total d'individus observés et la proportion des relevés où des bélugas étaient présents. Cependant, les fonctions de ces aires de fréquentation et leur importance dans le cycle vital du béluga restaient à être précisées. Dans une étude plus récente, Lemieux Lefebvre *et al.* (2012) ont identifié 26 aires de forte résidence en combinant l'analyse des déplacements de 44 individus suivis à l'aide d'émetteurs radios entre 2001 et 2005 et ceux de 645 troupeaux de béluga suivis visuellement entre 1989 et 2005. Les prochaines étapes de ce projet visent à identifier les fonctions spécifiques de ces aires de forte résidence d'après un couplage entre les comportements individuels de plongée, les activités de surface des individus et des troupeaux, et les variables environnementales.

Plusieurs aires sont communes entre les études de Pippard et Malcom (1978), de Michaud (1993) et de Lemieux Lefebvre *et al.* (2012): la baie Ste-Marguerite dans la rivière Saguenay, l'embouchure du Saguenay, la tête du chenal laurentien et le chenal lui-même, l'île Blanche, l'île aux Lièvres, la batture aux Alouettes, les îles de Kamouraska, l'île aux Fraises et une aire au large de Rivière-du-loup et Cacouna (Mosnier *et al.* 2010) (Figure 4). Les bélugas se déplacent entre ces zones selon un réseau de couloirs vraisemblablement défini. Toutefois, le nombre de zones utilisées par chaque béluga et le degré de connectivité entre celles-ci demeure mal compris et les connaissances sur les fonctions biologiques qui y sont associées sont limitées. Il est possible qu'un béluga doive visiter successivement plusieurs zones afin de combler l'ensemble de ses besoins biologiques (Mosnier *et al.* 2010).

UNE MESURE CONTINUE DE LA DENSITÉ DE BÉLUGAS

De 1988 à 2009, 36 relevés systématiques aériens (28 visuels et 8 photographiques) ont été réalisés par le MPO, entre Rimouski et Petite-Rivière-Saint-François, dans le but d'évaluer l'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent (Kingsley et Hammill 1991; Kingsley, 1993, 1996, 1998, 1999; Gosselin *et al.* 2001, 2007, 2014). Les observations issues de ces relevés (1990-2009) ont été réanalysées pour quantifier l'utilisation de l'aire de répartition estivale du béluga du Saint-Laurent. Deux approches ont été utilisées, l'une considérant le nombre et la fréquence d'occurrence des bélugas dans chaque cellule de 1000 x 1000 mètres d'une grille qui couvre leur aire de répartition, et l'autre, utilisant la méthode des kernels (estimation par noyau), qui permet d'obtenir une valeur lissée et continue de la distribution de densité de bélugas à l'intérieur de cette même aire (en anglais : probability density function; Figure 5). Les détails sur l'estimation de la densité par la méthode des kernels sont fournis dans la section intégration des composantes de l'habitat du béluga du Saint-Laurent.

Toutefois, les deux approches utilisées dans cette étude n'ont pu être appliquées pour les données de la rivière Saguenay en raison de différences entre les méthodes de relevés effectués dans ce secteur et dans l'estuaire. Les résultats des relevés confirment cependant que les bélugas se retrouvent essentiellement dans la section aval du Saguenay, puisque 98 % des 804 bélugas observés durant les inventaires (1995, 2000 à 2009) étaient localisés en aval de l'île Saint-Louis située à 2 km en amont de la baie Sainte-Marguerite. L'utilisation du Saguenay par les bélugas présente une grande variabilité intra et interannuelle. Absents lors de certains relevés, on a observé jusqu'à 94 individus dans ce secteur, soit plus de 10 % de la population totale en considérant l'estimation actuelle de 890 individus.

Dans l'estuaire, les relevés aériens ont permis d'obtenir la position de 3 614 groupes de bélugas, pour un total de 7 128 individus, et une valeur moyenne de 204 individus par relevé. Bien que les relevés aient été faits en été lorsque la population se concentre dans l'estuaire, la densité moyenne a été évaluée à 0,05 béluga/km^2, une valeur nettement inférieure aux densités observées pour la grande population de l'ouest de la baie d'Hudson (0,29 – 1,84 béluga/km^2; Richard 2005). Cette densité moyenne est toutefois supérieure aux valeurs obtenues pour les populations de l'est de la

baie d'Hudson et de la baie James (respectivement 0,005 et 0,02 beluga/km^2; Gosselin *et al.* 2009, 2013). La répartition inter et intra-annuelle des bélugas dans le Saint-Laurent apparaît très variable. Bien que la population utilise l'ensemble de l'estuaire, entre les battures aux Loups Marins et Rimouski/Forestville, une proportion importante (60 %) se concentre dans l'estuaire moyen, ce qui corrobore les résultats de Michaud (1993). Les zones de plus fortes densités cumulant 50 % de la population selon la méthode des kernels (K_{50}) sont habituellement reconnues comme des zones d'utilisation intensives (voir contour 50 % à la figure 5). Ainsi, plusieurs aires de plus forte densité (K_{50}) coïncident avec les aires de fréquentation intensive définies par Michaud (1993) et/ou avec les aires de forte résidence identifiées par Lemieux Lefebvre *et al.* (2012). De façon générale, les résultats obtenus intègrent ou élargissent les secteurs définis antérieurement. Par contre, des différences sont observées, notamment pour le secteur situé directement au-dessus du chenal laurentien qui, contrairement aux deux études précédentes, n'apparaît pas comme une zone de concentration. Le contour délimitant les zones de fortes densités (K_{50}) est morcelé et réparti sur une large portion de l'estuaire (Figure 5). La plus importante des zones ainsi délimitée ne regroupe à peine plus de 5 % de la population (Figure 6). Le contour incluant 95 % de la population (K_{95}) sert habituellement à décrire l'habitat utilisé par une espèce. L'analyse des relevés par la méthode des kernels montre que cette zone couvre la presque totalité de l'estuaire entre l'île-aux-Coudres à l'ouest et Les Escoumins et Saint-Simon à l'est. Les travaux de Lemieux Lefebvre *et al.* (2012) ont montré que les animaux passaient plus de temps dans certaines zones, mais qu'ils se déplaçaient entre ces zones au cours d'une même journée. L'analyse des kernels pourrait être considérée comme une illustration de la distribution de l'utilisation de l'habitat par les bélugas en été, avec les contours à 75 % et 95 % illustrant l'importance des liens entres les zones de plus forte utilisation (Figure 5). Une carte similaire produite en ne considérant que les jeunes sur les relevés photographiques, montre aussi que les jeunes sont répartis sur l'ensemble de l'estuaire, toutefois une plus grande proportion d'entre eux utilise la section située en amont de l'embouchure du Saguenay (Figure 7).

Les résultats précédents supportent la désignation de l'habitat essentiel décrit comme une zone continue de l'estuaire entre l'île-aux-Coudres et Saint-Simon. Dans le plan de rétablissement du béluga du Saint-Laurent, une des activités identifiées visant à désigner les fonctions des habitats essentiels est la mise en relation des caractéristiques biophysiques et des fonctions vitales permettant d'atteindre les objectifs de population et de répartition. Dans cette perspective, l'exercice d'intégration du présent document de recherche vise à quantifier les relations spatiales et temporelles entre les densités de bélugas observées lors des différents inventaires aériens réalisés entre 1990 et 2009 et des variables décrivant autant que possible le milieu physico-chimique, le milieu biologique ainsi que les menaces présentes dans l'aire de répartition estivale du béluga.

CARACTÉRISATION DE L'HABITAT DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT

VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES

L'habitat estival du béluga du Saint-Laurent réfère principalement à l'estuaire moyen et à l'estuaire maritime. Ces deux secteurs sont caractérisés par des régimes de salinité et de température distincts et par des différences importantes dans plusieurs paramètres structuraux, tels la largeur totale, la présence de nombreuses îles, les configurations bathymétriques et un régime de courants complexes, qui contribuent à y créer une mosaïque de milieux très variés (El-Sabh et Silverberg 1990; Michaud 1993). Ainsi, l'estuaire maritime est caractérisé dans sa partie nord par la présence du chenal laurentien dont la profondeur excède 300 m, alors que l'estuaire moyen comprend deux bassins (>50 et >150 m) séparés par un seuil (<40 m) du côté nord ainsi qu'un chenal peu profond (~20 m) bordé d'un plateau (<10 m) du côté sud (El-Sabh et Silverberg 1990). Le gradient de salinité dans l'estuaire moyen varie de 10 à 25 psu, comparativement à l'estuaire maritime où la

salinité est plus élevée (>25 psu) et dans lequel se forme une stratification importante en été (El-Sabh et Silverberg 1990). L'estuaire moyen est également caractérisé en été par une forte turbidité créée par la rétention des matières en suspension transportées par le fleuve (d'Anglejan et Smith 1973; Lucotte et d'Anglejan 1986). L'estuaire maritime se distingue quant à lui par la présence et l'intensité de certains phénomènes physiques, notamment la résurgence d'eaux profondes riches en nutriments à la tête du chenal laurentien (Ingram 1975; Therriault et Lacroix 1976; Gratton *et al.* 1988).

Une caractérisation plus fine de l'habitat benthique dans l'aire de répartition du béluga, pour le secteur entre La Malbaie et Les Escoumins et jusqu'à la baie Sainte-Marguerite dans le Saguenay, a été effectuée par imagerie benthique (photo et vidéo) remorquée lors d'inventaires de 137 sites entre 2008 et 2010 (Larocque *et al.*[1], Larocque et Thorne[2], données inédites). Une sélection de 2023 images fixes a mené à une classification et à une cartographie des sédiments de surface (Figure 8). Cette classification des types de fond vient compléter la description antérieure (Loring et Nota 1973) qui avait été obtenue par d'autres méthodes et visait uniquement les sédiments fins. La zone située à la confluence du Saguenay et du Saint-Laurent se distingue par sa composition en sédiments grossiers alors que le chenal laurentien, reconnu comme zone d'accumulation est caractérisé par des sédiments fins. Les sédiments fins et moyens retrouvés dans la section nord de l'estuaire moyen (Figure 8) forment parfois des mégadunes pouvant atteindre une dizaine de mètres de hauteur et s'étendre sur plusieurs kilomètres carrés (Bolduc et Duchesne 2009).

Des données sur la bathymétrie provenant de diverses sources (Service Hydrographique du Canada, Proulx S. et Larocque R., Pêches et Océans Canada, Mont-Joli, comm. pers.), ont mené à une cartographie de la zone correspondant à l'aire de répartition estivale des bélugas (résolution : 50 m) (Figure 9). La carte bathymétrique a ensuite été utilisée pour créer une autre carte représentant une classification des différents types de reliefs du fond (Figure 10, méthode adaptée de Jenness 2006). Les données de rétrodiffusion issues des relevés multifaisceaux réalisés par le Service Hydrographique du Canada entre 1997 et 2009 ont été intégrées afin de caractériser la dureté du sédiment (Figure 11). Des données environnementales dynamiques comme la vitesse et le sens du courant ont été obtenues à partir d'un modèle océanographique (Figure 12; résolution spatiale 400 m; résolution temporelle 1 heure; Service hydrographique du Canada, 2010, basé sur Saucier *et al.* 1999). Un autre modèle a permis d'estimer la température à la surface et au fond et la salinité (Figures 13 et 14; résolution spatiale: 5 km; résolution temporelle 1 heure; basé sur : Saucier *et al.* 2009; Saucier et Chassé 2000).

COMPOSANTES BIOLOGIQUES

Cette section vise à évaluer l'abondance et la répartition des espèces présentes dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent. Toutefois les données sont présentées de façon à faire ressortir les caractéristiques pouvant influencer l'utilisation de l'habitat par le béluga et ne constitue donc pas un inventaire exhaustif de la zone.

Les données concernant les communautés de poissons dans l'aire de répartition du béluga résumées dans ce document proviennent de relevés annuels de chalutage de fond du MPO visant

[1] Larocque, R., Fauveau, A., et Mosnier, A. Description de l'habitat benthique dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay par imagerie remorquée. Pêches et Océans Canada, Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

[2] Larocque, R., et Thorne, M. Imagerie optique remorquée dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent : méthodes et répertoire de projets. Pêches et Océans Canada, Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

d'abord à estimer l'abondance des poissons de fond et de la crevette nordique avec un effort accru les dernières années pour récolter des données sur les autres espèces ainsi qu'une couverture accrue des eaux moins profondes dans la partie amont de l'estuaire maritime depuis 2008 (Bourdages *et al.* 2004 et 2010). Ces relevés sont réalisés annuellement au mois d'août depuis 1978 et des relevés hivernaux étaient aussi complétés de 1978 à 1994. D'autres données proviennent du programme des observateurs en mer visant le monitorage des captures effectuées lors des activités de pêches dirigées vers les poissons de fonds, la crevette nordique, le crabe des neiges et certaines espèces de mollusques effectuées d'avril à octobre pour la période de 1991 à 2005. Entre 2004 et 2008, des relevés d'inventaires ont également été effectués au moyen d'un chalut à bâton à différentes périodes entre juin et octobre selon l'année, couvrant ainsi la période pendant laquelle les bélugas se retrouvent dans leur aire estivale de répartition. Ces relevés semi-quantitatifs ont permis l'échantillonnage d'un plus grand nombre de stations dans l'estuaire maritime que le relevé annuel de poissons de fond, étendant la zone d'échantillonnage à des zones plus près des côtes et dans le bas Saguenay (Dutil *et al.* 2009a).

Malgré ces trois sources de données, les données de distribution de poissons, comme les données de distribution des bélugas, demeurent fragmentaires dans l'espace et dans le temps. Tout comme les données systématiques de distribution des bélugas qui sont concentrées en été, la majorité des données recueillies de façon régulière pour les poissons couvre la période estivale. De plus, la majorité des données de poissons ne couvrent qu'une partie de la distribution estivale du béluga, soit le bas Saguenay et la zone située en aval de l'île Rouge. Ces relevés ne couvrent pas l'estuaire moyen où se retrouve la majorité des troupeaux de bélugas composés d'adultes accompagnés de jeunes (Michaud 1993). Ces relevés présentent une évaluation systématique des espèces présentes dans la partie marine de l'aire de répartition des bélugas. De plus, les relevés de poissons de fond et de crevettes, le relevé par chalut à bâton et le programme des observateurs représentent des activités de pêche ciblant des espèces démersales. Il faut donc être conscient de ces limites lors de l'interprétation des valeurs présentées dans les paragraphes qui suivent, puisque les espèces côtières et pélagiques y sont sous-représentées à cause de leur faible capturabilité avec les engins utilisés pour ces relevés et ces activités de pêche. C'est également le cas pour les espèces migratrices, dont la période de présence dans l'estuaire ne correspond pas nécessairement avec la saison de ces relevés scientifiques ou la saison de la pêche. Ceci limite notre donc notre capacité à faire le lien entre les poissons benthiques et pélagiques et la fréquentation de différentes zones de l'estuaire par le béluga.

Malgré ces limites et le fait qu'aucune correction ne soit apportée pour les corriger, ces relevés seront tout de même utilisés pour identifier les espèces de poissons qui pourraient être les plus abondantes et disponibles pour les bélugas dans la portion maritime de l'estuaire. Les données des relevés de poisson de fond et de crevette peuvent être utilisées pour estimer l'abondance de certaines espèces dans l'estuaire maritime. La longue série temporelle de ces données permet aussi de montrer que l'abondance et la disponibilité de proies potentielles a probablement changé au cours des deux dernières décennies couvrant la période de suivis des bélugas. Scallon-Chouinard *et al.* (2007) ont estimé la diversité spécifique de l'estuaire maritime du Saint-Laurent et inventorié 99 espèces de poissons (80 genres et 41 familles) à partir d'une compilation des espèces capturées par les relevés annuels du MPO pour les poissons de fond et la crevette nordique (1978-2003), par le programme des observateurs en mer (1991-2005) et par des travaux scientifiques divers pour l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Une compilation plus quantitative par ces mêmes auteurs des captures aux stations de l'estuaire maritimes des relevés de poissons de fond et de crevettes et des données des observateurs montre que le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) avait la biomasse la plus importante. Cette biomasse était également 8 à 10 fois plus grande que celle de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) qui venait au deuxième rang pour les 2 sources de données (Tableau 1). Une compilation plus récente des relevés de poissons de fond et de crevettes de 2008, 2009 et 2010 aux stations de l'estuaire maritime montre des captures plus

importantes de capelan (*Mallotus villosus)* que de flétan du Groenland et de raie épineuse (Tableau 2; données inédites, Hugo Bourdages, Institut Maurice-Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4). En considérant les invertébrés dans cette compilation récente, on constate que les crevettes nordiques (*Pandalus borealis*), les actinies, les anémones, les crevettes ésopes (*Pandalus montagui*) et les crabes des neiges (*Chionoecetes opilio*) étaient plus abondants en poids que les raies épineuses (Tableau 2). Une analyse plus précise des données du relevé d'août 2010 révèle que les espèces les plus importantes en biomasse sont, par ordre décroissant, la crevette nordique (4 885,5 kg), le flétan du Groenland (4 366,1 kg), le capelan (3 775,6 kg), le sébaste (2 283,1 kg) et la morue franche (*Gadus morhua,* 2 071,9 kg) (Bourdages *et al.* 2010). Ces changements suivent les changements rapportés pour le nord du golfe du Saint-Laurent des années 1980 aux années 2000 où les communautés dominées par des démersaux et petites espèces fourrage ont été remplacés par des communautés dominées par des petites espèces fourrage (Savenkoff *et al.* 2007).

Les relevés par chalut à bâton effectués de 2004 à 2008 entre juin et octobre selon les années, couvraient un plus grand nombre de stations dans l'estuaire maritime que les relevés de poisson de fond et de crevettes et étendaient la zones d'échantillonnage plus près des côtes et dans le Saguenay, augmentant l'échantillonnage dans la partie avale de la distribution des bélugas (Dutil *et al.* 2009a). L'efficacité des engins de pêche semble varier selon les espèces considérées entre le chalut à bâton et le chalut campelen utilisé pour les relevés de poisson de fond et de crevette, tel que suggéré par le taux de capture d'espèces plus rares. Malgré cette différente efficacité, le flétan du Groenland était encore le plus important en pourcentage de biomasse (27 %); suivaient ensuite les sébastes (25 %), la morue franche (19 %), la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*, 5 %), la raie épineuse (5 %) et le capelan (4 %). Ces relevés ont aussi permis d'examiner l'effet de la profondeur sur la biomasse et le nombre de poissons, où les poissons seraient plus nombreux en eau peu profonde, malgré une biomasse plus importante en eau profonde. Ce nombre important en eau peu profonde serait principalement dû au capelan qui y était très abondant. Ceci indique les différentes communautés de poissons auxquels seraient exposés les bélugas dans les eaux plus ou moins profondes, au moins au niveau de l'estuaire maritime et du bas Saguenay. Les données de présence aux différentes stations de ce relevé pour des espèces identifiées comme proies potentielles du béluga (capelan, hareng (*Clupea harengus*), lançon (*Ammodytes americanus)*, éperlan (*Osmerus mordax*), morue franche, plie) ont été cartographiées (Figures 15 à 20).

Des prédateurs comme le béluga profiteront aussi de la tendance des proies à former des concentrations dans certaines zones et à des périodes précises. Ainsi, après une description générale de l'abondance des différentes espèces de poissons dans l'estuaire, les données des relevés de poisson de fond et de crevettes de 2008 à 2010 seront examinées par trait où les espèces sont présentes comme indice de la tendance des différentes espèces échantillonnées à former des concentrations plus importantes pouvant représenter un attrait pour les bélugas. Les données des relevés de poisson de fond et de crevettes de 2008 à 2010 ont aussi été examinées pour évaluer la tendance de certaines espèces à former des concentrations qui pourraient représenter un attrait pour des prédateurs comme le béluga. Si on utilise la densité moyenne en kg par trait où les différentes espèces sont présentes (*i.e.* Poids total/Occurrence) comme indice de la tendance des espèces à former des concentrations en été, le capelan (90,9 kg/trait) et le flétan du Groenland (61 kg/trait) demeurent aux deux premiers rangs, comme pour l'abondance moyenne dans l'estuaire (Tableau 2). Les résultats d'une analyse encore plus précise par trait des données du relevé du mois d'août 2010 sur sept des taxons les plus communs pour les strates en amont de Rimouski permettent une évaluation à une échelle spatiale correspondant à ce que pourrait rencontrer un prédateur dans l'estuaire maritime. Cette analyse montre que le capelan a la plus forte densité moyenne (148 kg/trait), et que ces captures se concentrent principalement en un seul des 10 traits (1 420 kg/trait, Tableau 3). Les densités les plus importantes de capelan furent observées sur les deux traits moins profonds, ce qui est en accord avec les observations

précédentes de Dutil *et al.* (2009a). Le flétan du Groenland (moyenne 48 kg/trait; maximum 167 kg/trait) et la crevette nordique (moyenne 26 kg/trait; maximum 127 kg/trait) suivent en densité moyenne, mais semblent avoir moins tendance à former des grandes concentrations et ces densités sont réparties sur une plus grande proportion des traits (Tableau 3). Il faut se rappeler ici que les engins visent principalement les espèces démersales en août et que les espèces pélagiques et migratrices sont sous-représentées. Malgré ces limites, ceci permet une certaine mesure de la tendance des capelans à former des concentrations importantes dans l'estuaire maritime en été. Les valeurs du tableau 3 pourraient ainsi être interprétées comme une mesure des densités de 7 différentes proies potentielles que pourraient rencontrer les bélugas se déplaçant dans l'estuaire maritime en août.

Il n'existe pas actuellement de monitorage visant précisément les espèces pélagiques et couvrant l'ensemble de la région de l'estuaire du Saint-Laurent fréquentée par les bélugas en été. Les données systématiques sur la distribution spatiale et l'abondance des poissons pélagiques et du zooplancton dans l'estuaire sont donc limitées. Une mission combinée d'acoustique, de chalutage pélagique et d'observation fut effectuée en mai 1998 pour estimer l'abondance de poissons, de zooplancton, de mammifères marins et d'oiseaux dans le sud de l'estuaire. Cette mission comprenait deux relevés acoustiques effectués du 17 au 22 mai 1998 qui couvraient le sud du chenal laurentien entre les isobathes 100 m et 10 m en aval de l'île Rouge et le chenal sud et la pente du chenal nord jusqu'à l'isobathe de 50 m en amont de l'Île Rouge. Une forte proportion de l'estimation de biomasse (kt) combinée des poissons et du zooplancton fut observée dans la zone en aval de l'Île Blanche, cette zone totalisant respectivement 88 % et 83 % de la biomasse combinée pour chacun des deux relevés. À une échelle spatiale plus fine, les plus fortes densités de poissons (>20 g/m^2) furent observées sur la pente et le haut de la pente du chenal laurentien, au sud de l'île Rouge et au nord de l'île Verte. Bien que la biomasse soit moins importante en amont de l'Île Blanche, des concentrations importantes de poissons (>20 g/m^2) ont été observées à l'extrémité sud-ouest du banc de l'Île-aux-Lièvres et au nord des Îles de Kamouraska. Les plus fortes densités de zooplancton ont été observées sur la pente sud du chenal laurentien en face de Les Bergeronnes et dans un bassin du chenal sud entre l'Île Rouge et l'Île Verte.

Une évaluation de la distribution du capelan dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent a été effectuée par 5 relevés couvrant la période du 28 mai au 2 décembre 1974 et par 4 relevés du 29 avril au 12 octobre 1975 (Bailey *et al.* 1977). Ces relevés acoustiques couplés à des traits de chalut pour identifier les espèces lorsque des poissons étaient détectés acoustiquement couvraient la région s'étendant de l'Île-aux-Coudres à Natashquan et jusqu'à la pointe de la péninsule gaspésienne et l'entrée de la baie des Chaleurs. Selon ces relevés, le capelan dans l'estuaire à l'ouest de Pointe-des-Monts était abondant le long de la côte nord de la fin avril à la mi-mai. La proportion de femelles gravides dans les échantillons à ces dates suggérait que le frai avait débuté près de l'île-aux-Coudres et qu'il survenait plus tard dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe, suggérant une progression de l'amont vers l'aval. L'abondance était de beaucoup réduite et le frai terminé dans l'estuaire de la fin-mai à la mi-juin, sauf pour quelques femelles gravides capturées sur la côte sud en face du Saguenay et Pointe-des-Monts. Cette réduction en abondance dans l'estuaire était encore plus importante en juillet. Lors des missions d'avril-mai 1975, du début juillet 1974 et des missions d'octobre des deux années, des concentrations importantes de capelan de 1-2 ans ont été observées près de l'embouchure du Saguenay. Lors du relevé de la fin novembre, de grands bancs de capelan juvéniles et adultes ont été observés sur la rive nord du Saint-Laurent des deux côtes de l'estuaire maritime à l'est des bancs de Manicouagan. Sur la rive sud, ils étaient observés à l'est de Métis-sur-Mer. Aucun capelan n'a été détecté près du Saguenay durant cette période, mais l'échantillonnage était limité par la météo.

Le capelan était la proie principale des phoques du Groenland chassés à partir des Escoumins en hiver durant les années 1980, avec des occurrences dans les estomacs variant de 77 % à 100 % et

pouvant représenter 77 % de la masse *des contenus (Murie et Lavigne 1991; Sergeant 1991)*. Ceci supporte l'idée d'une disponibilité relativement importante du capelan dans cette région en hiver comparativement aux autres proies ces phoques du Groenland qui y mangent aussi, entre autres espèces, du sébaste, du merlu argenté (*Merluccius bilinearis*), de la morue franche (*Gadus morhua*), de la motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*), de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), du hareng et des crevettes (*Pasiphaea tarda*) (Murie et Lavigne 1991; Sergeant 1991).

Les espèces de poisson fréquentant les côtes de l'estuaire ont été évaluées dans le cadre d'un suivi de cinq fascines installées aux sites de La Baleine (île aux Coudres), Saint-Irénée, Cacouna, Sainte-Luce et Métis. Ce suivi a été effectué de 1986 à 1997 et couvrait la période de mai à octobre, ce qui correspond à la période de concentration des bélugas dans leur aire estivale. Les espèces les plus représentées dans ces captures côtières étaient le hareng, le capelan, l'éperlan et l'anguille (*Anguilla rostrata*) (Bérubé et Lambert 1997, 1999). Les captures de 1997 ont été dominées par le capelan, les prises ayant plus que doublé à tous les sites entre 1995 et 1997. Le capelan fut rapporté sur l'ensemble de l'aire de répartition estivale du béluga de 2003 à 2009 de façon variable entre avril et juin (Réseau des observateurs du capelan 2010). Entre 1995 et 1997, les prises d'éperlan dans les fascines sont restées très faibles aux sites de Sainte-Luce et de Métis, bien qu'elles aient été assez élevées dans les autres sites.

Comme pour les relevés de poissons de fond et de crevettes, l'examen des suivis des fascines à des échelles spatiales et temporelles plus fines, nous permet d'identifier des zones et des périodes où les espèces pourraient former des concentrations dont pourraient profiter les prédateurs tels que le béluga. Certaines espèces sont reconnues pour former des concentrations importantes à certaines étapes de leur cycle de vie dans l'estuaire.

Le capelan, qui est présent dans l'ensemble de l'habitat du béluga selon les données précédentes, forme des concentrations le long des côtes du Saint-Laurent lors du frai printanier. D'abord observées en avril-mai dans la partie amont de l'estuaire (vers l'île aux Coudres), les concentrations de capelan sont rencontrées de plus en plus tard en se déplaçant vers l'est pour être observées en juin dans la région de Natashquan (Bailey *et al.* 1977). Toutefois, depuis cette étude, un suivi des fascines réalisé entre 1986 et 1997 semble indiquer un retard saisonnier dans l'occurrence et la période du frai du capelan, des captures ayant été enregistrées jusqu'en juillet aux sites de Saint-Irénée, Cacouna et Sainte-Luce (Bérubé et Lambert 1997, 1999).

L'éperlan arc-en-ciel se concentre dans les tributaires de la rive sud du Saint-Laurent, tôt au printemps (fin avril-début mai), où a lieu le frai (Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008). Dans le cadre du suivi des fascines (1986-1997), des indices de frai plus tardif ont également été notés pour cette espèce (Bérubé et Lambert 1997,1999).

Le hareng entrerait dans l'estuaire pour le frai en mai et juin (printemps) ainsi qu'en août (automne) selon les augmentations des débarquements des fascines à ces périodes associés à des éclosions larvaires à la mi-juin, mi-juillet et en septembre (Auger et Powles 1980; Bio-Conseil 1982b; Henri *et al* 1985; Bérubé et Lambert 1997, 1999). Le hareng se concentre en banc important en aval de l'Île Verte au début du mois de mai avant de se disperser à la mi-mai, la journée suivant l'amplitude minimale des marées (mortes-eaux) pour remonter vers une ou des zones de frai (Bio-Conseil 1982b). Le secteur sud de l'estuaire délimité par l'île aux Lièvres, l'Île Blanche, et par la rive sud entre les Îles Pélerins et Cacouna constitue la zone principale d'émergence de larves de cette concentration (Bio-Conseil 1982a; Fortier et Gagné 1990). L'observation de frayère et les mesures de concentrations de larves suggèrent que la pointe amont de l'île aux Lièvres et les Îles Pèlerins pourraient représentés les secteurs majeurs du frai du hareng au printemps dans l'estuaire, mais que le frai surviendrait aussi dans d'autres secteurs entre la Pointe aux Orignaux (Kamouraska) et

l'île St-Barnabé (Rimouski) dans la partie sud de l'estuaire (Able 1978; Auger et Powles 1980; Bio-Conseil 1982a; Fortier et Gagné 1990; Munro *et al.* 1998).

Une caractérisation de l'habitat benthique dans l'aire de répartition estivale du béluga a été réalisée entre 2008 et 2010 par imagerie (vidéo) benthique remorquée (Larocque *et al.*[1], Larocque et Thorne[2], données inédites). Ces travaux ont permis d'enrichir les connaissances sur certaines espèces de proies potentielles du béluga, comme le capelan, le lançon, la morue franche, la plie grise et autres Gadidae ou gadiformes (Figures 15, 17, 19 et 20). L'information provenant de la vidéo a également été utilisée pour estimer l'abondance de trois espèces de crabes et de plusieurs poissons démersaux. Elle a permis de confirmer également une association importante entre les lançons et la présence de dunes de sable. L'analyse des images fixes a démontré que les espèces les plus importantes en nombre absolu sont des ophiures. Deux espèces, *Ophiopholis aculeata* et *Ophiura sarsii* ainsi qu'une famille (*Ophiuridae*) représentent environ 60 % de tous les organismes dénombrés. Les anémones non-fouisseuses (*Thenaria*) représentent le taxon le plus abondant en nombre après les ophiures. Certaines espèces sont typiques d'environnements particuliers. Par exemple, *Amphiura* sp. (une ophiure fouisseuse) se retrouve presqu'exclusivement dans le chenal laurentien alors que les *Terrebellidae* (vers fouisseurs dont les filaments sont visibles en surface) n'ont été vues que près de l'embouchure du Saguenay. D'autres comme *Boltenia ovifera* (un tunicier sur long pédoncule) ne furent observés que sur des substrats grossiers dans les zones de fort courant. D'autres taxons comme les éponges et les bryozoaires se retrouvaient dans tous les secteurs et ne peuvent être associés à des environnements particuliers. Un travail de modélisation réalisé à partir de ces données a permis d'obtenir une cartographie des probabilités d'occurrence et/ou des densités estimées pour 19 espèces (voir exemple pour le lançon, Figure 21).

De nombreuses espèces appartenant à différents phylums (algues, invertébrés, poissons) tirent profit de la structure créée par les zostèraies et d'un taux de prédation plus faible dans ces habitats végétalisés (MPO 2009). Les herbiers de zostères sont présents dans tout l'estuaire du Saint-Laurent, mais ils sont plus développés en aval du Saguenay dans la portion de l'estuaire fréquenté par les bélugas en été. Leur superficie est estimée à 53 hectares dans l'estuaire moyen; elle est de 1 640 hectares pour la rive nord et de 1 340 hectares pour la rive sud dans l'estuaire maritime (Martel *et al.* 2009). Les plus grands herbiers sont ceux situés dans les régions de Manicouagan (1 463 ha) et de L'Isle-Verte (962 ha) dans l'estuaire maritime.

DIÈTE DU BÉLUGA

Les bélugas sont généralement reconnus comme des prédateurs possédant un régime alimentaire varié, et dont la composition dépend vraisemblablement de la disponibilité des proies potentielles (Vladykov 1946; Sergeant 1973; Lowry *et al.* 1985). Cette espèce se nourrit d'invertébrés et de poissons benthiques et pélagiques (Vladykov 1946; Kleinenberg *et al.* 1964; Seaman *et al.* 1982; Lowry *et al.* 1985; Heide-Jørgensen et Teilmann 1994; Hobbs *et al.* 2008). Les données disponibles suggèrent que la majorité des proies sont de moins de 30 cm (Lowry *et al.* 1985; Vladykov 1946). Toutefois, une morue de 76 cm (30 pouces) de long et d'un poids estimé à 4,5 kg (10 livres) a été prélevée d'un béluga mâle de 13 pieds et 8 pouces (Vladykov 1946).

APPROCHE DIRECTE : ANALYSE DES CONTENUS STOMACAUX

Les principales données concernant la diète du béluga du Saint-Laurent proviennent d'une analyse des contenus stomacaux de 107 individus capturés dans les années 1938 et 1939, dont 89 provenaient des bancs de Manicougan, 16 de Les Escoumins et 2 de Rivière-Ouelle (Vladykov 1946). Cette étude a révélé une diète variée chez les bélugas de l'estuaire, par l'identification d'une cinquantaine d'espèces de poissons et d'invertébrés (Tableau 4). Dix espèces ou groupes d'espèces étaient présentes dans plus de 20 % des estomacs, soit par ordre

décroissant d'occurrence : les décapodes (65 % des estomacs), le polychète néréis (*Nereis virens*, 60 %), le lançon (54 %), le capelan (50 %), les morues (*Gadus sp.*; 42 %), les amphipodes (35 %), les lamellibranches (21 %), le crapaud de mer (*Myoxocephalus groenlandicus*; 33 %), le calmar (ou *encornet Illex illecebrosus*, 33 %), et une autre espèce de polychète (*Cistenides gouldii*, 21 %). Toutefois, en nombre d'individus retrouvés dans les estomacs, ce sont le capelan, le lançon, la morue, l'encornet (calmar) et le vers néréis qui contribuaient le plus à la diète des bélugas à cette époque. L'auteur faisait état d'une variation saisonnière prononcée de cette diète et d'une variation régionale, mais de moindre envergure. Sur les bancs de Manicouagan, le capelan, présent dans 100 % des estomacs des bélugas capturés en juin, n'était retrouvé que dans 10 % d'entre eux en septembre, alors que le lançon montrait une variation inverse passant de 8 % en juin à 100 % en septembre. La morue était présente dans au moins 15 % des estomacs et atteignait un maximum de 70 % en août. Si les vers néréis et le calmar étaient présents tout l'été dans l'alimentation des bélugas, le maximum d'occurrence était observé en août. Vladykov (1946) mentionne que les espèces les plus importantes, par leur fréquence et leur quantité, se rencontraient seulement à certaines périodes, alors que les espèces complémentaires à la diète, telles que les crustacés, les lamellibranches et certains poissons comme les crapauds de mer s'y retrouvaient tous les mois de l'année, mais toujours en petites quantités. Ces observations supportent l'idée que les bélugas sont des prédateurs opportunistes qui profitent des concentrations saisonnières de proies. Vladykov avait également noté des différences dans la diète selon le sexe et l'âge de l'animal. Ainsi, l'occurrence de proies de plus grande taille comme les crapauds de mer ou les morues était plus élevée chez les mâles adultes que chez les jeunes ou les femelles adultes, alors que chez ces derniers, l'occurrence de proies plus petites comme les lançons, calmar et néréis était supérieure à celle observée chez les mâles adultes.

Bien que l'étude de Vladykov (1946) soit la plus complète disponible à ce jour, ces estimations de la composition de la diète des bélugas pourraient ne pas être représentatives de la diète récente. Tout d'abord, la majeure partie des captures échantillonnées proviennent des bancs de Manicouagan, un secteur qui n'est actuellement plus utilisé par le béluga. D'autre part, la composition de même que l'importance relative des diverses espèces dans la diète des bélugas pourrait également avoir évolué au fil du temps.

Une analyse plus récente de contenus stomacaux effectuée à partir de 19 carcasses de bélugas retrouvés morts entre 1989 et 2008 a mené à l'identification de 14 espèces de poissons et de 5 espèces ou groupes d'invertébrés (Lesage *et al.*[3], données inédites, Tableau 4). Les vers néréis, le calmar et la morue (*Gadus sp.*) comptaient toujours parmi les proies principales ingérées par les bélugas du Saint-Laurent. Parmi les autres espèces communes aux deux études, notons le hareng, le poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*), l'éperlan arc-en-ciel et l'anguille d'Amérique, quoique l'ingestion de cette dernière ne puisse être confirmée hors de tout doute. Les occurrences rapportées doivent être interprétées avec une extrême prudence étant donné la très faible taille de l'échantillon construit peu à peu sur une période de 20 années. Ces données récentes peuvent difficilement être comparées aux résultats de Vladykov (1946) et ne peuvent servir à expliquer un changement de la diète du béluga puisque les deux études ont utilisé des méthodologies différentes. Les contenus stomacaux analysés par Vladykov provenaient d'animaux chassés. Ils renfermaient généralement des quantités importantes de nourriture, mais ne reflétaient la disponibilité de proies qu'à proximité du site d'échantillonnage, une zone qui n'est plus fréquentée par le béluga aujourd'hui. Lesage *et al.*[3] (données inédites) ont travaillé à partir de carcasses

[3] Lesage, V., Turgeon, S., Lair, S., Measures, L., Béland, P. et Martineau, D. Long-term trends in the diet of St. Lawrence beluga (Canada): insights from stomach contents and stable isotope analyses. Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4.

d'animaux échoués depuis parfois plusieurs jours, dont le contenu digestif était, pour plusieurs, constitué de traces de nourriture et non de contenus substantiels comme dans le cas de Vladykov (1946). Ces animaux étant en général morts à la suite d'une maladie, il pourrait également y avoir un biais par rapport à la diète des bélugas de la population active.

L'analyse des contenus digestifs permet d'identifier précisément les espèces ingérées, mais comporte néanmoins certaines limites. Les proies qui persistent dans les contenus stomacaux sont généralement celles comportant des pièces dures qui résistent aux sucs gastriques, ce qui peut mener à une sous-estimation de l'importance des espèces n'en ayant peu ou pas, comme certains invertébrés. Les contenus digestifs représentent surtout la composition de l'alimentation récente d'un animal à un moment et lieu donné. Par conséquent, une estimation quantitative précise et représentative de la diète d'une population par cette méthode requiert un nombre élevé d'échantillons réparti sur une longue période. Les données présentées ci-haut illustrent bien les limites de cette approche pour le béluga du St-Laurent et démontrent la nécessité d'utiliser des méthodes alternatives pour étudier sa diète. Comme aucune méthode n'est parfaite, c'est en complémentarité que devraient être examinés les résultats obtenus par les contenus stomacaux et les approches plus indirectes présentées ci-dessous afin de dégager des tendances générales concernant la diète des bélugas du Saint-Laurent.

APPROCHES INDIRECTES : CARACTÉRISATION DES SIGNATURES D'ISOTOPES STABLES, DE CONTAMINANTS ET D'ACIDES GRAS

L'analyse de traceurs chimiques constitue un outil intéressant afin de mieux comprendre le régime alimentaire. Ainsi, l'analyse des rapports de certains isotopes stables comme le carbone et l'azote ou des concentrations de contaminants dans divers tissus d'un prédateur, de même que la caractérisation des profils d'acides gras du lard d'un prédateur et de celui de ses proies potentielles sont des approches répandues (Tollit *et al.* 2010). L'identification des proies, selon ces approches, repose principalement sur l'existence d'un lien prévisible entre le profil de ces différents marqueurs chez un prédateur et ses proies. Elle requiert également que les niveaux du traceur chimique utilisé soient distincts entre les proies, ce qui limite la puissance de ces méthodes, par exemple lorsque les proies proviennent d'un même milieu dans le cas des isotopes, ou qu'elles occupent des positions trophiques semblables ou voisines ou qu'elles ont une diète similaire (Tollit *et al.* 2010). En tenant compte du métabolisme de déposition du marqueur chimique pour le tissu utilisé, il devient possible en comparant les profils du marqueur entre le prédateur et ses proies potentielles de valider ou invalider de manière qualitative ou quantitative certaines hypothèses quant à la composition de la diète d'un prédateur (Iverson *et al.* 2004; Phillips et Gregg 2003). L'identification des proies des bélugas par ces méthodes requiert donc l'examen des tissus des bélugas, mais aussi l'examen de ceux de leurs proies potentielles.

L'examen des rapports isotopiques de carbone et d'azote a été tenté chez les bélugas du Saint-Laurent (Lesage *et al.* 2001). Les rapports isotopiques d'azote nous renseignent principalement sur la position trophique occupée, alors que ceux du carbone procurent de l'information quant à la source de carbone utilisée, qu'elle soit par exemple benthique ou pélagique, marine ou plus estuarienne (Post 2002). Cette étude a démontré que chez les adultes, les mâles occupent des positions trophiques plus élevées que les femelles, ce qui est compatible avec le dimorphisme sexuel caractérisant le béluga et les observations de Vladykov (1946) indiquant la consommation de proies plus grandes par les mâles que les femelles. Elle indique aussi des valeurs isotopiques de carbone plus élevées chez les femelles que chez les mâles, ce qui est conséquent avec la répartition estivale observée dans le Saint-Laurent, où les femelles utilisent préférentiellement les proies des eaux plus turbides, moins salées et plus enrichies en 13C de l'estuaire moyen et les mâles plutôt celles de la partie maritime et appauvrie en 13C de l'estuaire. Il faut cependant noter que les différences de rapports isotopiques du carbone et de l'azote entre mâles et femelles, bien

que significatives, demeurent faibles, soit de l'ordre de 1/3 de niveau trophique, ce qui suggère que les mâles et les femelles exploitent des niveaux trophiques assez semblables.

Dans le cadre de l'IRÉ, une étude basée sur les polluants organiques persistants (POP) a été effectuée afin de mieux comprendre la diète des bélugas (Lebeuf[4], données inédites). Étant donné la présence récente de ces composés dans l'environnement, il a été proposé d'utiliser certains congénères de la famille des polybromodiphényléthers (PBDE) comme traceurs afin de tester la contribution de certaines proies à la diète récente du béluga (Law *et al.* 2003). Ainsi, les quantités de PBDE ont été mesurées dans le lard de 10 bélugas mâles et 11 femelles échantillonnés de 1999 à 2001, de même que dans celui de huit proies (hareng, éperlan, capelan, lançon, poulamon, anguille, morue franche, vers néréis), considérées comme prédominantes selon Vladykov (1946) ou pouvant être importantes dans la diète récente des bélugas compte tenu de leur abondance locale. Le niveau trophique occupé par les bélugas et leurs proies potentielles a pour sa part été déterminé à l'aide d'analyses des rapports isotopiques de l'azote. Les résultats ont ensuite été combinés pour en faire l'interprétation. Les patrons de PBDE et les rapports isotopiques de l'azote des bélugas échantillonnés ne montrent pas de différences entre les mâles et les femelles, suggérant que, contrairement à une étude précédente (Lesage *et al.* 2001), la diète des bélugas est semblable entre les deux sexes. La faible variabilité (moins de 7 %) des rapports isotopiques de l'azote dans les tissus des bélugas récoltés entre avril et novembre suggère qu'au cours de cette période, il existe une certaine stabilité de la contribution d'espèces provenant de niveaux tropiques différents, que les espèces soient ou non les mêmes. Les résultats préliminaires montrent que le hareng pourrait à lui seul dominer la diète récente du béluga du Saint-Laurent; toutefois, compte tenu des connaissances sur cette espèce et des analyses de contenus stomacaux effectuées, cette hypothèse ne semble pas écologiquement plausible. Les combinaisons éperlan-capelan et lançon-poulamon, permettent également de respecter les patrons de PBDE et les rapports isotopiques de l'azote entre ces proies et les bélugas, suggérant la possibilité d'une diète composée d'un nombre limité de proies dominantes. Des combinaisons plus complexes peuvent certainement exister, mais elles n'ont pas été testées. Les méthodes utilisées comportent également certaines incertitudes. Le facteur d'enrichissement trophique du rapport isotopique de l'azote entre le béluga et ses proies demeure méconnu et devra être déterminé afin de valider les résultats obtenus. Il subsiste aussi certaines incertitudes quant à la biotransformation des PBDE chez le béluga et la variabilité des quantités de PBDE retrouvées chez les proies qui pourraient avoir une influence sur les résultats. On ne peut déterminer pour l'instant si seule une partie ou l'ensemble des cinq espèces (hareng, éperlan, capelan, lançon, poulamon) sont consommées prioritairement par les bélugas du Saint-Laurent ou si d'autres espèces non testées (par ex. sébaste, merluche, calmar) y contribuent également. Les résultats préliminaires de cette étude suggèrent cependant qu'il est peu probable que des espèces telles que les vers néréis, l'anguille d'Amérique et la morue franche contribuent de manière substantielle à leur diète récente (Lebeuf[4], données inédites).

Toujours dans le cadre de l'IRÉ, une autre approche a également été exploitée, soit celle se basant sur l'analyse comparative de la composition en acides gras des bélugas et de leurs proies potentielles (Nozères 2006; Smith *et al.*[5], données inédites). Cette technique offre un potentiel certain, mais comporte elle aussi des limitations puisqu'elle nécessite non seulement la caractérisation des signatures d'acides gras des bélugas et de toutes leurs proies potentielles, mais

[4] Lebeuf M. Diète récente du béluga du Saint-Laurent estimée à partir des ratios de PBDE et δ^{15}N. Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

[5] Smith, H.R., Lesage, V., Iverson, S.J. et Nozères, C. Estimating diet composition of St. Lawrence beluga whales from the fatty acid signature of their blubber. Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

aussi une connaissance du métabolisme de déposition des acides gras dans le lard du béluga. Des études récentes ont démontré que la composition de la diète d'un prédateur issue d'un tel exercice est hautement sensible aux coefficients de calibration (CCs) utilisés pour tenir compte de ce métabolisme (Meynier *et al.* 2010). Bien que des CCs existent pour des pinnipèdes, des oiseaux marins et des mammifères terrestres, aucun n'existait à ce jour pour les cétacés.

Dans le cadre de ce projet, une étude en captivité a mené, pour la première fois, à la détermination de ces coefficients chez un cétacé, le béluga. L'étude a été réalisée à partir d'un échantillon de lard prélevé sur un béluga mort en captivité au Zoo et Aquarium de Point Defiance (Tacoma, WA, USA), des archives de la composition de sa diète quotidienne et de spécimens des espèces constituant celle-ci. Toutefois, l'accès à un seul animal n'a pas permis les validations usuelles de sorte que le degré de concordance des CCs obtenus de cet individu malade avec ceux de bélugas normaux n'a pu être déterminé (Smith *et al.*[5], données inédites). Les CCs calculés à partir des couches interne, mitoyenne et externe de cet échantillon de lard différaient de ceux obtenus pour plusieurs espèces de pinnipèdes. Par conséquent, la sensibilité du modèle quantitatif de détermination de la diète aux valeurs de CCs et aux acides gras utilisés a été examinée.

Au total, 62 espèces de proies potentielles et 116 belugas échantillonnés entre 1988 et 2008 ont été caractérisés pour leur composition en acides gras (Nozères 2006; Smith *et al.*[5], données inédites). Les proies potentielles ont été identifiées en se basant sur celles trouvées dans le tractus digestif des bélugas de l'estuaire (Vladykov 1946) ou d'autres régions (voir Smith *et al.*[5], données inédites), de même que sur la disponibilité et l'abondance locale des espèces dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe, soit l'aire de répartition annuelle du béluga (Mosnier *et al.* 2010). Un sous-échantillon de 36 espèces de proies, regroupées en 31 classes, et incluant toutes les espèces susceptibles de contribuer de manière significative à la diète du béluga, a été inclus dans le modèle quantitatif de détermination de la diète à partir des acides gras (« QFASA », Iverson *et al.* 2004).

Tel qu'anticipé, la composition de la diète des bélugas du Saint-Laurent s'est avérée changeante selon les CCs, les acides gras et la couche de lard utilisés (Smith *et al.*[5], données inédites). Par conséquent, les résultats présentés dans le présent rapport sont au mieux préliminaires puisque basés sur les CCs provenant d'un seul béluga mort des suites de maladie. Il ressort que dans la plupart des simulations, les estimations de diète pour les bélugas du Saint-Laurent comprenaient peu des proies trouvées historiquement (Vladykov 1946) ou plus récemment dans les estomacs (Lesage *et al.*[3], données inédites). En effet, les espèces les plus identifiées comme des contributeurs principaux à la diète dans la plupart des simulations comprenaient le hareng, la myxine du nord (*Myxine glutinosa*), la morue arctique, le sébaste, et un amalgame d'autres espèces de poissons. La très faible contribution du capelan à la diète pour l'ensemble des simulations est surprenante puisqu'il a été identifié par Vladykov (1946) comme la proie principale des bélugas du banc de Manicouagan et de Les Escoumins durant les mois de juin et juillet. Ces résultats pourraient s'expliquer en partie par la ressemblance du profil d'acides gras du capelan avec celui du hareng et du sébaste (Smith *et al.*[5], données inédites). Les différences entre les sexes et les classes d'âge ont été explorées, mais des tendances nettes sont difficiles à extraire pour l'instant. Une étude en captivité sur plusieurs bélugas est nécessaire afin d'obtenir des CCs plus définitifs et déterminer la justesse des estimations quantitatives de diète obtenues via QFASA. Tant que ces validations ne seront pas effectuées, il est prématuré d'utiliser les estimations de diète présentées ici pour tirer des conclusions concernant l'importance relative des diverses proies pour le béluga. Toutefois, de façon générale, les résultats suggèrent que le béluga a un comportement alimentaire plus généraliste que spécialiste.

MENACES

D'après l'avis scientifique sur la désignation de l'habitat essentiel des bélugas du Saint-Laurent (MPO 2010), une dégradation des caractéristiques clés des habitats ou une réduction de la disponibilité des habitats clés pourrait avoir des effets négatifs sur cette population et affecter son rétablissement. Cette section du document vise à caractériser l'habitat du béluga du Saint-Laurent du point de vue des menaces qui sont susceptibles d'affecter l'utilisation de certains secteurs par le béluga. Chaque menace, en particulier la contamination de l'habitat, la réduction de l'abondance et de la qualité des proies, le dérangement lié au trafic maritime et le développement côtier et extracôtier, est abordée dans la perspective d'expliquer la fréquentation de l'aire de répartition par le béluga, selon une relation a priori négative si on assume la possibilité d'évitement. Ces relations pourraient aussi permettre d'identifier les zones importantes d'exposition dans le cas où ces menaces ne seraient pas détectées ou évitées par les bélugas. Certaines données, précisées ci-dessous, ont ainsi été cartographiées et intégrées à la modélisation comme couches supplémentaires d'information en tant que variables explicatives potentielles des densités de bélugas observées dans la zone d'intérêt.

EXPOSITION AUX CONTAMINANTS

Plusieurs travaux ont montré la présence de polluants organiques persistants (POP) dans les tissus des bélugas (Martineau *et al.* 1987; Béland *et al.* 1993; De Guise *et al.* 1995; Gouteux *et al.* 2003; Lebeuf *et al.* 2004; McKinney *et al.* 2004, 2006; Lebeuf *et al.* 2007; Measures 2008; Lebeuf 2009; Lebeuf *et al.* 2014). Ces composés sont bioamplifiés et peuvent atteindre des niveaux élevés, voire toxiques, chez les organismes ayant une longue espérance de vie, tel le béluga. Bien qu'une tendance à la baisse de la contamination du béluga du Saint-Laurent soit observée pour les POP dont l'usage est réglementé au Canada (BPC, DDT), les concentrations de certains composés émergents (PBDE) ont augmenté de façon exponentielle au cours des années 1980-1990 (Lebeuf *et al.* 2004; Lebeuf *et al.* 2007; Lebeuf 2009; Lebeuf *et al.* 2014). La contamination chimique pourrait contribuer à affaiblir le système immunitaire des bélugas et à les rendre plus vulnérables aux infections. Elle est également susceptible d'altérer les fonctions endocriniennes, reproductrices et neurologiques. L'effet synergique entre les contaminants risque par ailleurs d'augmenter leur toxicité.

L'alimentation constitue la principale voie d'entrée de la contamination chez le béluga. Plusieurs études font référence à la contamination d'organismes marins, dont certains représentent des proies potentielles pour le béluga du Saint-Laurent (Dutil *et al.* 1985; Hodson *et al.* 1992, 1994; Gobeil *et al.* 1997; Pelletier *et al.* 1999; Lebeuf *et al.* 1999; Law *et al.* 2003; Gouteux *et al.* 2005; Viglino *et al.* 2006; Couillard 2009). L'anguille d'Amérique, seule espèce catadrome de la côte atlantique, présente des concentrations élevées de contaminants qui font d'elle l'une des proies potentielles du béluga du Saint-Laurent les plus contaminées (Dutil *et al.* 1985; Dutil *et al.* 2009b; Hodson *et al.* 1992, 1994; Couillard 2009). Contrairement à l'anguille, le poulamon atlantique reflète l'état de contamination à l'échelle locale via les organismes benthiques dont il se nourrit (Couillard 2009). Quant à la morue franche, les individus provenant de l'estuaire et du fjord du Saguenay affichent des concentrations de BPC et de pesticides organochlorés légèrement plus élevées que dans le nord-est du golfe (Lebeuf *et al.* 1999). Le fait que les concentrations de certains contaminants augmentent avec le niveau trophique des organismes s'avère préoccupant dans le cas du béluga qui se situe à un niveau trophique élevé (Lesage *et al.* 2001; Lebeuf 2009).

L'information concernant les contaminants présents dans l'environnement marin du Saint-Laurent, tels les composés inorganiques, organométalliques et organiques bioaccumulables et persistants, provient principalement d'études sur les sédiments plutôt que sur l'eau. Les études réalisées à ce jour ont principalement ciblé la zone de sédimentation permanente qu'est le chenal laurentien

(Gobeil 1991; Gobeil et Lebeuf 1992; Smith et Schafer 1999; Viglino *et al.* 2004; Lebeuf et Nunes 2005). Cette zone, et plus particulièrement la tête du chenal, agirait comme une trappe à contaminants recevant le dépôt et le stockage des particules contaminées provenant d'apports fluviaux (Lebeuf et Nunes 2005). Les concentrations de polluants organiques persistants (POP) dans les sédiments présentent un gradient décroissant de la tête du chenal vers l'aval. L'apport atmosphérique de POP dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent constituerait moins de 30 % de la contamination par les POP dans les sédiments, illustrant l'importance des apports fluviaux (Lebeuf et Nunes 2005). Les contaminants présents dans le Saint-Laurent seraient donc surtout associés aux grandes régions urbaines et industrielles. On ne peut toutefois complètement négliger les rejets associés aux municipalités et industries riveraines de l'estuaire du Saint-Laurent, de même que les activités de dragage qui remettent en suspension les sédiments et les contaminants qui y sont associés (Michaud et Pelletier 2006; Dufour et Ouellet 2007; Dufour *et al.* 2010).

Les études portant sur les contaminants dans l'environnement marin du Saint-Laurent ont grandement contribué à enrichir les connaissances, mais leur couverture de l'habitat fréquenté par le béluga du Saint-Laurent apparaît limitée. Seule l'étude de Dalcourt *et al.* (1992) a porté sur trois sites de l'estuaire du Saint-Laurent présumés importants pour l'alimentation du béluga, soit l'Île-aux-fraises, Kamouraska et Saint-Simon. Ces sites ont d'abord été caractérisés au niveau des paramètres physico-chimiques, de la contamination et des associations d'espèces, puis une tentative a été amorcée afin d'établir une relation entre ces divers paramètres et la contamination du béluga. Certains organismes benthiques qui faisaient traditionnellement partie de la diète du béluga ont été échantillonnés sur ces sites et analysés pour les contaminants. Selon les auteurs, la densité de ces proies potentielles et surtout leurs faibles teneurs en certains contaminants parmi les plus abondants mesurés chez le béluga, suggèrent que ces sites et les espèces benthiques échantillonnées ne constituent pas une voie d'entrée directe majeure de ces produits toxiques pour la population de bélugas du Saint-Laurent.

Dans ce contexte, une étude récente réalisée dans le cadre de l'IRÉ a permis de caractériser la contamination des sédiments sur l'ensemble de l'aire de répartition du béluga (Lebeuf[6], données inédites). Trois classes de polluants organiques persistants étaient ciblées: les biphényles polychlorés (BPC), les pesticides organochlorés (OCP) qui incluent les DDT, les chlordanes, le HCB et le Mirex, et les polybromodiphényles éthers (PBDE). Une cinquantaine d'échantillons de sédiments de surface distribués dans l'aire de fréquentation du béluga ont été caractérisés sur le plan physico-chimique (granulométrie fine) et 33 d'entre eux ont été analysés chimiquement pour leur teneur en contaminants. Étant donnée la mise en évidence d'une corrélation linéaire significative entre la granulométrie fine et la quantité de contaminants, et afin de permettre l'intégration plus étendue de l'information sur la contamination à l'analyse qui considère les densités de béluga, les teneurs en contaminants obtenus à partir des analyses chimiques réalisées pour les 33 sites ont été extrapolées aux 18 sites caractérisés seulement au niveau physico-chimique. Par la suite, une interpolation spatiale a permis d'obtenir une carte de répartition des contaminants sur toute l'aire d'étude (Figure 22). Bien que cette approche puisse comporter un certain niveau d'incertitude, elle permet d'obtenir un portrait général de la contamination des sédiments de surface dans l'estuaire du Saint-Laurent, pour le secteur situé entre Les Escoumins et La Malbaie. Les résultats de cette dernière étude ont d'ailleurs été considérés dans la modélisation en tant que variables explicative potentielles des densités de bélugas observées dans la zone d'intérêt.

Deux zones principales de concentration des contaminants (BPC, PBDE, DDT, Chlordanes, HCB, Mirex) sont mises en évidence par cette étude. Ces zones de concentration sont associées à des

[6] Lebeuf M. Caractérisation des sédiments de surface par les POP dans l'aire de distribution du béluga de Saint-Laurent. Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

zones de sédiments fins. Il s'agit de la zone de sédimentation du chenal laurentien, située au sud des Escoumins, qui constitue une zone d'accumulation et de stockage des contaminants, de même qu'une zone moins profonde et plus turbide située en amont de l'île aux Fraises. Une troisième zone de concentration est également apparente au large de Cacouna et semble plus marquée dans le cas des PBDE, des HCB et des Chlordanes. Cette dernière est située à proximité du site de dépôt de dragage des travaux de réfection du quai de Rivière-du-Loup (voir section Construction portuaire et Dragage) et la concentration plus élevée des contaminants pourrait y être liée. Toutefois, elle constitue également une zone d'accumulation de particules fines.

Sur la base de leurs effets toxiques, il est possible d'évaluer la qualité des sédiments marins à partir de critères de concentration de certains contaminants (Environnement Canada et Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec 2007). Ainsi, les concentrations des BPC et de Chlordanes mesurées dans les sédiments de surface prélevés dans l'estuaire du Saint-Laurent sont systématiquement sous le seuil produisant un effet (CSE). Dans le cas des DDT, certains sédiments des deux zones principales de concentration (Figure 22) atteignent des concentrations produisant un effet probable (CEP). Parmi les constituants des DDT, les composés DDD seraient responsables de la diminution de qualité de ces sédiments. Quant aux autres composés mesurés dans cette étude, il n'y a pas de critères de concentration permettant d'évaluer la qualité de ces sédiments.

RÉDUCTION DE L'ABONDANCE ET DE LA QUALITÉ DES PROIES

Certaines espèces comme le hareng, l'éperlan, le capelan, le poulamon, le lançon, la morue et l'anguille représentent des proies potentielles du béluga (voir section diète). Des variations dans l'abondance et la qualité de ces proies dans l'estuaire du Saint-Laurent risquent d'affecter la fréquentation par le béluga. Or, au cours des dernières décennies, plusieurs changements dans la structure générale de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent ont été observés. D'une structure dominée par les poissons démersaux et les petites espèces fourragères, l'écosystème repose maintenant davantage sur les petites espèces fourragères, telles que le hareng, le capelan et l'éperlan (Savenkoff *et al.* 2007; Bui *et al.* 2010). Divers facteurs sont mis en cause pour expliquer les changements observés, notamment la surexploitation à la fin des années 1980 des grands prédateurs piscivores (principalement la morue et le sébaste) (Savenkoff *et al.* 2007), la dégradation des habitats, en particulier des frayères, les obstacles à la migration et le réchauffement climatique (Savaria *et al.* 2003).

La morue franche et l'anguille d'Amérique ont notamment connu un déclin important au cours des dernières décennies. La composante canadienne de l'anguille d'Amérique a été désignée menacée en 2012 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2012; Caron *et al.* 2006). Les populations sud-laurentiennes de morue franche, soit l'unité désignable qui inclut l'estuaire, ont connu un déclin rapide au début des années 1990 lié principalement à la surpêche. Cette unité a été désignée préoccupante en 2003 et en voie de disparition en 2010 par le COSEPAC. Les conditions océanographiques froides prévalant au cours de cette même période ont vraisemblablement contribué à ce déclin en entraînant une détérioration des caractéristiques biologiques de la morue se répercutant sur la production d'œufs et sur la mortalité naturelle (COSEPAC 2010).

Un suivi ichtyologique des captures de cinq fascines, réalisé le long des côtes de l'estuaire du Saint-Laurent entre 1986 et 1997, a montré des variations annuelles au sein des principales espèces capturées, soit le hareng, le capelan, l'éperlan et l'anguille (Bérubé et Lambert 1997, 1999). Au cours de la période d'étude, de façon générale, les captures totales (toutes espèces confondues) se sont maintenues aux sites de Saint-Irénée et de Cacouna, ont augmenté au site de La Baleine (île aux Coudres), mais ont affiché une baisse aux sites de Sainte-Luce et de Métis. En 1997, les captures ont été nettement dominées par le capelan, les captures d'éperlan sont restées

très faibles aux sites de Sainte-Luce et de Métis et les captures d'anguille étaient toujours à la baisse. Entre les années 1996-1997 et 2010, les estimations des anguilles proches de la maturité ont diminuées dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (COSEPAC 2012).

La dégradation de marais côtiers et de tributaires de l'estuaire du Saint-Laurent, qui représentent des sites importants pour le frai et la croissance de plusieurs espèces de poissons estuariens, peut aussi affecter l'abondance et la répartition des proies du béluga (MPO 2012). La population d'éperlans du sud de l'estuaire a notamment connu une baisse importante au cours des trente dernières années, attribuable à la détérioration de son habitat par la pollution agricole, l'érosion des berges et la sédimentation (Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel 2008). La frayère historique la plus importante, située sur la rivière Boyer, a d'ailleurs été désertée et on ne dénombre que quatre sites de frai connus (rivières Ouelle, Fouquette et du Loup, ruisseau de l'Église), également menacés par des pressions anthropiques (agriculture, industrie, urbanisation).

Les effets de la contamination et la présence de pathologies ou d'anomalies semblent aussi affliger certaines proies potentielles du béluga et peuvent être amplifiés par d'autres facteurs. Les études sur le poulamon atlantique ont démontré, par exemple, une interaction entre la période de jeûne hivernal et l'effet des polluants organiques persistants menant à une augmentation transitoire des concentrations dans le foie et à une dysfonction hépatique (Couillard 2009). De tels facteurs aggravants peuvent ainsi affecter la qualité des proies et en réduire l'abondance dans certains secteurs de l'aire de répartition du béluga.

Bien que des changements d'abondance et de qualité soient observés au sein de certaines populations de proies potentielles du béluga, il demeure difficile d'évaluer dans quelle mesure ils affectent la population de béluga du Saint-Laurent.

DÉRANGEMENT LIÉ AU TRAFIC MARITIME

Le corridor Saint-Laurent – Grands Lacs représente une voie maritime importante. Divers types d'embarcations traversent ou sillonnent l'aire de répartition du béluga du Saint-Laurent, et la densité de ce trafic est particulièrement importante entre avril et octobre. Sur le territoire du parc marin du Saguenay – Saint-Laurent (PMSSL), qui s'étend sur 1 245 km², le nombre de voyages de bateaux a été estimé à 51 796 pour la période du 1er mai au 31 octobre 2007 (Chion *et al.* 2009). Le trafic maritime comprend la marine marchande, les navires de croisières nationales et internationales, les traversiers, les bateaux d'excursion commerciale, les bateaux de services, les plaisanciers, les kayaks et d'autres navires (navires militaires, yachts de grande taille). Sur le territoire du PMSSL, les traversiers comptent pour le plus grand nombre de voyages tandis que les bateaux d'excursions occupent le deuxième rang. Une cartographie de la densité des mouvements du trafic maritime, incluant tous les types d'embarcations, permet d'identifier les secteurs les plus achalandés quant au nombre de mouvements et au temps de résidence et ce, de façon cumulative pour toute la saison (Figure 23). L'embouchure du Saguenay et la tête du chenal laurentien ainsi que la zone d'embarquement des pilotes aux Escoumins présentent les plus fortes densités de trafic maritime (Chion *et al.* 2009). Les données sur la densité du trafic maritime, à l'intérieur et à l'extérieur du PMSSL, ont été intégrées à l'exercice de modélisation en tant que couche supplémentaire d'information pour tenter d'expliquer les densités de bélugas observées dans son aire de répartition.

Les activités d'observation des mammifères marins dans l'estuaire du Saint-Laurent se sont considérablement intensifiées au cours des dernières décennies (Ménard *et al.* 2007). Bien que les bélugas ne soient généralement pas ciblés directement par les activités d'observation, une partie importante de la population se retrouve dans la zone de concentration de ces activités (Michaud 1993; Kingsley 1999; Michaud *et al.* 2003; Gosselin *et al.* 2007). Une étude comparant la présence de divers types d'embarcations et celle des bélugas a montré qu'à l'embouchure de la rivière Saguenay, les bateaux d'excursion sont impliqués dans plus de 60 % des cooccurrences avec les

bélugas. Parmi ces bateaux d'excursion, les traversiers qui font la liaison entre Tadoussac et Baie-Sainte-Catherine sont les plus impliqués (Turgeon *et al.* 2008). Dans le cas de la baie Sainte-Marguerite, les plaisanciers, en particulier les kayaks, constituent le plus grand nombre de cooccurrences avec le béluga (Turgeon 2008).

Dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay, le trafic maritime constitue donc une activité importante, susceptible de dégrader la qualité de l'habitat et d'affecter le comportement des bélugas en raison de la présence des embarcations et du bruit qu'elles génèrent (voir aussi : Simard *et al.* 2006; Simard *et al.* 2008; Gervaise *et al.* 2012). Des études ont démontré que les navires et les embarcations motorisées de toutes tailles sont susceptibles de réduire l'espace acoustique des bélugas et d'interférer avec leurs activités normales (Gervaise *et al.* 2012; Lesage *et al.* 1999; McQuinn *et al.* 2011). Toutefois, les petites embarcations sembleraient les plus susceptibles d'affecter le béluga, car la bande de fréquences où la plupart de l'énergie est générée chevauche celle où le béluga entend et communique (McQuinn *et al.* 2011). L'embouchure du Saguenay apparaît comme l'endroit le plus névralgique à cet effet parmi les habitats fréquentés par le béluga, puisque le trafic de petites embarcations y est le plus intense et le plus proche des bélugas (McQuinn *et al.* 2011). Les conséquences à court et à long terme de ce trafic sur le béluga et son utilisation du territoire ont été investiguées à travers diverses études. Ainsi, des modifications à court terme des activités de surface ou du comportement vocal des bélugas du Saint-Laurent ont été documentées en réponse à la proximité de trafic maritime, incluant les petites embarcations (Blane 1990; Lesage *et al.* 1999). Il a été montré également que l'intensité des vocalisations émises par les bélugas augmente lorsqu'ils sont exposés à des niveaux de bruit ambiant élevés, (Scheifele *et al.* 2005). Toutefois, l'impact de ces changements à court terme sur la survie ou la fréquentation des différents habitats demeure difficile à démontrer. L'importance des effets repose sur la fréquence et la durée de l'exposition, le type de comportements perturbé et le degré d'habituation ou de réponse des individus. Ainsi, un dérangement récurrent touchant plusieurs individus pourrait compromettre le rétablissement de la population, s'il survient à des périodes critiques, lors de la mise bas par exemple, ou dans des aires importantes pour l'alimentation. Dans le cas d'une population confinée à un habitat relativement restreint, comme c'est le cas pour le béluga du Saint-Laurent, les impacts négatifs de tels dérangements sont encore plus importants (Richardson *et al.* 1995). La pollution sonore est également susceptible d'affecter le système auditif et peut engendrer un stress important qui, à un niveau chronique, pourrait affecter la reproduction, le métabolisme, la croissance et les fonctions immunitaires des mammifères marins (NRC 2003; Tyack 2008).

Les données recueillies jusqu'à maintenant ne permettent pas de statuer sur l'effet de la pollution sonore sur la survie des individus ou le rétablissement de la population. La documentation d'une réduction de la fréquentation de l'embouchure du Saguenay par les bélugas coïncidant avec l'établissement d'une marina dans la baie de Tadoussac a été attribuée hypothétiquement à l'augmentation du trafic maritime associée à cette nouvelle infrastructure (Caron et Sergeant 1988).

Le trafic maritime est également susceptible de blesser ou de causer la mort d'individus s'ils sont frappés par une embarcation. Le risque d'impact augmente avec la vitesse de l'embarcation (Vanderlaan et Taggard 2007) et il est probable qu'une trajectoire erratique augmente les risques d'impact par rapport à une trajectoire linéaire. Les nécropsies réalisées entre 1983 et 2002 dans le cadre du Programme de suivi des carcasses de bélugas révèlent des cas identifiables de traumatisme (6 % des carcasses adultes) causé par une collision avec un bateau (Measures 2008).

DÉVELOPPEMENT CÔTIER ET EXTRACÔTIER

Certaines activités côtières et extracôtières qui se déroulent à proximité ou dans l'aire de répartition estivale du béluga sont susceptibles d'affecter la fréquentation de l'estuaire par le béluga, mais ces effets demeurent peu documentés.

Construction portuaire et dragage

Des activités de construction et de réfection d'infrastructures portuaires ainsi que des travaux de dragage pour l'entretien de la voie navigable se déroulent chaque année dans l'estuaire du Saint-Laurent. Ces activités sont susceptibles d'affecter les bélugas, notamment par le bruit qu'elles génèrent, par l'empiètement et l'altération du milieu aquatique et par le dérangement occasionné par les remorqueurs ou les barges responsables du dragage (MDDEP 2009, 2010). Les travaux de dragage remettent en suspension les sédiments et les contaminants contenus dans les sédiments, ce qui peut augmenter les niveaux de contaminants dans les zones de dépôt et modifier de façon permanente l'habitat.

Il existe deux zones de dépôt de dragage dans l'aire de répartition du béluga. La première, active depuis 1973, se situe entre le quai de l'Île-aux-Coudres et celui de Saint-Joseph-de-la-Rive. Le dragage d'entretien de ces quais couvre actuellement des superficies respectives d'environ 36 000 m² et de 3 300 m² (MDDEP 2009). La zone d'approche des quais de Rivière-du-Loup subit aussi une sédimentation importante qui réduit continuellement les profondeurs d'eau qui permettent d'assurer l'accès sécuritaire du traversier au quai. Les travaux de dragage d'entretien conduisent à l'élimination récurrente de sédiments dans un site de dépôt en eau libre situé à environ 3 km au nord-est des quais de Rivière-du-Loup. Les sédiments dragués sont largués en eau libre à ce site de dépôt utilisé depuis 1965. L'historique des dragages antérieurs indique qu'environ 25 000 m³ de sédiments sont dragués annuellement sur une superficie d'environ 30 000 m² située à proximité des quais (MDDEP 2010). Ce secteur représente une zone d'utilisation intensive par le béluga (Michaud 1993; Lemieux Lefebvre *et al.* 2012; cette étude).

Barrages

La présence de barrages sur des tributaires du Saint-Laurent peut affecter certaines proies potentielles du béluga en constituant des obstacles à leur migration et en altérant l'habitat. Le déclin de l'anguille d'Amérique, par exemple, serait en partie associé à la présence de ces infrastructures (COSEPAC 2012; Caron *et al.* 2006). Les changements physico-chimiques et biologiques de l'habitat qui découlent de la construction de ces infrastructures peuvent aussi affecter la fréquentation du béluga. Ainsi, Sergeant et Brodie (1975) suggèrent que la construction des barrages hydroélectriques sur les rivières Manicouagan et des Outardes dans les années 60 pourrait être une des causes possibles de l'abandon de ce secteur par les bélugas.

Gaz et pétrole

L'exploration sismique est susceptible d'affecter les mammifères marins en raison des forts niveaux de bruits émis dans le milieu marin, qui peuvent : masquer les sons produits par les baleines pour assurer plusieurs fonctions, résulter en un déplacement temporaire ou prolongé des individus d'endroits privilégiés, endommager l'appareil auditif et créer un stress important (Richardson *et al.* 1995; Tyack 2008; Clark *et al.* 2009). D'autres menaces envisageables liées à l'exploitation pétrolière concernent les rejets de boues à base d'huile ou de déblais de forage, de liquides de forage, de déchets de la plate-forme et de déchets de production. La région de l'estuaire du Saint-Laurent bénéficie pour le moment d'un moratoire sur l'exploration pétrolière et gazière (Décision annoncée le 27 septembre 2010 suite à la première évaluation environnementale stratégique: secteur de l'estuaire). Une loi confirmant cette décision a été adoptée, puis sanctionnée le 13 juin 2010. Toutefois, le développement d'une telle industrie n'est pas exclu à plus long terme.

MENACES ÉPISODIQUES, PONCTUELLES ET CHANGEMENTS À LONG TERME

Les menaces épisodiques et ponctuelles (efflorescence d'algues toxiques, épizootie, déversement de produits chimiques), si elles surviennent, peuvent représenter un risque important pour les

bélugas du Saint-Laurent. Quant aux changements environnementaux à long terme, ils sont susceptibles d'amplifier l'effet des autres menaces et d'affecter indirectement la fréquentation de l'estuaire par le béluga, toutefois, aucun lien de causalité n'a été démontré.

Efflorescences d'algues toxiques

Les floraisons d'algues toxiques dans l'estuaire du Saint-Laurent constituent un phénomène récurrent, principalement associé au dinoflagellé *Alexandrium tamarense* (Dufour *et al.* 2010). Les floraisons sont généralement localisées, affectant principalement la salubrité des mollusques. Toutefois, dans certaines conditions (Weise *et al.* 2002; Fauchot *et al.* 2008), des floraisons massives peuvent entraîner des mortalités importantes d'organismes marins, telles qu'observées à l'été 2008 (Truchon 2010). Cet événement de 2008 représente le premier cas bien documenté d'une mortalité massive multispécifique de poissons, d'oiseaux et de mammifères liée à une efflorescence d'algue responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques (PSP - Paralytic Shellfish Poisoning) (Starr *et al.*[7], données inédites). Les résultats des analyses effectuées sur les animaux échoués appuient fortement l'hypothèse d'une intoxication de la chaîne alimentaire marine par *Alexandrium tamarense*, responsable de cette marée rouge, d'autant plus qu'aucune autre cause probable de mortalité n'a été identifiée après nécropsie de la majorité des animaux (Starr *et al.*[7], données inédites). Une dizaine de bélugas ont été retrouvés morts pendant cette seule période de prolifération de cette microalgue toxique paralysante dans l'estuaire en 2008 alors qu'une moyenne de 15 bélugas sont rapportés annuellement (Dufour *et al.* 2010; Measures 2008; Starr *et al.*[7], données inédites).

Le programme de surveillance des algues toxiques de Pêches et Océans Canada a permis de suivre sur plusieurs années l'apparition des proliférations d'algues toxiques à 11 stations côtières situées dans l'estuaire et le golfe (Bonneau *et al.* 2002; Dufour *et al.* 2010). Malheureusement, ce programme est considérablement réduit depuis 2010, diminuant par le fait même la capacité de détection et de prévision des floraisons à risque, dont la probabilité d'apparition risque d'augmenter au cours des prochaines années (Michel Starr, Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4, comm. pers.). Le lien suspecté entre la floraison massive *d'Alexandrium tamarense* et la mortalité de plusieurs bélugas lors de l'événement de 2008 révèle que les algues toxiques peuvent représenter un stress majeur pour la santé de la population du Saint-Laurent et mériterait une attention particulière. Des travaux pour cartographier les bancs de kystes dans l'estuaire du Saint-Laurent sont en cours et pourraient contribuer à mieux comprendre les risques liés à cette menace (Garcia *et al.*[8] données inédites).

Épizooties

Les nécropsies réalisées entre 1983 et 2002 dans le cadre du Programme de suivi des carcasses de bélugas démontrent que les maladies infectieuses (bactériennes ou parasitaires) expliqueraient 38 % des cas de mortalité. La contamination chimique pourrait, pour sa part, contribuer à affaiblir le système immunitaire des bélugas et à les rendre plus vulnérables aux infections (Measures 2008). Les nématodes pulmonaires constituent les parasites les plus dommageables. Par exemple, le parasite *Halocercus monoceris* se loge dans les voies respiratoires du béluga et peut entraîner une pneumonie. Les bactéries du genre Brucella, également présentes chez les bélugas, peuvent

[7] Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Measures, L., Wotherspoon, A., Quilliam, M., Michaud, R., Robillard, L., Lefèvre, D., Sauvé, G., Lessard, S. et Béland, P. Multispecies mass mortalities of marine fishes, birds and mammals resulting from a bloom of the toxigenic dinoflagellate *Alexandrium tamarense*. Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

[8] Garcia, Starr M. *et al.* Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

provoquer des problèmes au niveau de la reproduction (Nielsen et *al.* 2001). Les risques que des infections parasitaires ou bactériennes dégénèrent en épizootie apparaissent accrus dans le cas d'une petite population isolée au comportement grégaire dont l'aire de répartition est réduite, et en particulier lorsque le système immunitaire se trouve affaibli par une exposition chronique aux contaminants (Measures 2008). Aucun cas d'épizootie n'a toutefois été répertorié dans la population de bélugas du Saint-Laurent. Le cas du Morbillivirus, associé à la maladie virale la plus importante chez les mammifères marins dans le monde, apparaît particulièrement préoccupant, d'autant plus que ce virus est présent chez d'autres populations de mammifères marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Measures 2007, 2008).

Déversement de produits chimiques

Le corridor Saint-Laurent – Grands Lacs représente une voie maritime importante par laquelle transite une grande quantité de produits considérés comme « dangereux » par l'organisation des Nations Unies (Villeneuve 2001; Villeneuve et Quilliam 2000). Tout déversement pourrait affecter le béluga, de façon directe ou via l'ingestion de proies contaminées. C'est l'ensemble de l'écosystème qui serait altéré par un déversement accidentel de produits chimiques. Le déversement accidentel d'hydrocarbures dans le milieu, qu'il s'agisse d'un accident impliquant un navire pétrolier ou d'une fuite d'un puits de pétrole, est notamment très préoccupant. Le développement de l'industrie pétrolière, présentement sous moratoire pour l'estuaire du Saint-Laurent, pourrait accroître les risques d'accidents et de déversement (Kingston 2005).

Changements environnementaux

À l'échelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, divers changements environnementaux sont observés.

Les concentrations d'oxygène dans les eaux profondes de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ont diminué de moitié depuis les années 1930 tandis qu'un réchauffement de 2°C a été enregistré (Gilbert *et al.* 2005; Gilbert *et al.* 2007). Des constats récents révèlent également une acidification des eaux hypoxiques du Saint-Laurent (Dufour *et al.* 2010; Mucci *et al.* 2011). Ces changements risquent d'avoir pour effet d'amplifier les impacts des autres menaces. Des modifications, par exemple de température, de pH et de salinité pourraient affecter la toxicité et la biodisponibilité des contaminants (Schiedek *et al.* 2007). Les faibles niveaux d'oxygène pourraient également altérer considérablement divers aspects de la biologie et de l'écologie des populations et des communautés, bien que le seuil de tolérance aux faibles teneurs en oxygène varie d'une espèce à l'autre. L'hypoxie sévère (à moins de 30 % de saturation en oxygène) pourrait entraîner des mortalités massives ou des émigrations de certains poissons ou invertébrés et des changements dans les communautés en favorisant les espèces plus tolérantes, ainsi qu'une baisse de biodiversité et de productivité des écosystèmes (Wu 2002). Ces changements des eaux profondes affecteront le chenal laurentien, un secteur fréquenté par des troupeaux de bélugas adultes.

De même, une augmentation de la stratification, de la température et de la quantité des substances nutritives dans la colonne d'eau ainsi qu'une baisse de la salinité des eaux de surface pourraient favoriser les proliférations d'algues toxiques dans l'estuaire maritime (Weise *et al.* 2002; Dufour *et al.* 2010). Or, l'estuaire maritime est fréquenté aussi bien par des troupeaux d'adultes dans sa section nord plus profonde, que par des troupeaux composés d'adultes et de jeunes sur les plateaux située plus au sud

Les changements climatiques pourraient aussi impliquer des changements de distribution de certaines proies potentielles des bélugas ou d'autres espèces de mammifères marins potentiellement vecteurs de nouvelles maladies (Measures 2008). Ce facteur est cependant difficile

à prévoir et il est impossible d'identifier quel segment de l'habitat des bélugas risquent d'être affectés.

INTÉGRATION DES COMPOSANTES DE L'HABITAT DU BÉLUGA DU SAINT-LAURENT

La population de bélugas du Saint-Laurent a été considérablement réduite par la chasse depuis la fin du XIXe siècle et a aujourd'hui le statut "en voie de disparition" (COSEPAC 2014). Protégée contre la chasse depuis 1979, elle bénéficie également d'une protection contre le dérangement à l'intérieur des limites du Parc Marin du Saguenay – Saint-Laurent qui couvre le centre de sa répartition estivale. Malgré ces mesures, la population ne montre aucun signe de rétablissement. Plusieurs facteurs pourraient expliquer cette absence de rétablissement, soit la faible variabilité génétique, la perte d'habitat, une réduction de la capacité de support de cet habitat, la compétition, les collisions avec les bateaux, l'émigration et les effets des contaminants sur la reproduction et la survie (Béland *et al.* 1993; Hammill *et al.* 2007; Martineau *et al.* 1987; Patenaude *et al.* 1994). Pour plusieurs de ces facteurs, l'évaluation de leur influence et la description des mécanismes par lesquels ils affectent les bélugas requièrent une meilleure compréhension de l'utilisation de l'habitat par les bélugas.

Plusieurs études ont permis de décrire la répartition estivale des bélugas à partir de relevés systématiques sur des zones plus ou moins étendues de l'estuaire et par des suivis d'individus et de groupes (Voir section "répartition actuelle" plus haut). Ces travaux montrent qu'il existe des zones de concentration ou de forte résidence, mais que les temps de résidence des bélugas à un même site sont généralement de l'ordre de quelques heures seulement (Michaud 1992; Chadenet, 1997; Lemieux Lefebvre *et al.* 2012). L'analyse par la méthode des kernels, des données de 35 relevés systématiques complétés de 1990 à 2009, a permis d'estimer la densité moyenne attendue des bélugas sur l'ensemble de l'aire utilisée l'été et de découper trente-six zones de concentrations (re. contours de 50 % des kernels, voir la section intitulée « une mesure continue de la densité de bélugas »). Si on assume que cette intégration de la récurrence et de la densité des observations détectées lors de ces 35 relevés représente la densité moyenne des bélugas dans ces zones, aucune de ces 36 zones ne serait occupée en moyenne par plus de 6 % de la population. La combinaison de ces résultats suggère que les bélugas utilisent un réseau plus ou moins complexe de sites au courant de l'été. L'absence de rétablissement suggère que l'ensemble de la population doit être protégée. Ainsi, cette protection ne devrait pas se limiter uniquement à des zones de concentration statiques, mais devrait tenir compte de l'ensemble de la population en essayant de comprendre les facteurs qui expliquent la distribution des bélugas dans tout l'estuaire et qui expliquent les changements de cette distribution dans le temps.

Ainsi, dans le cadre de l'exercice d'application de l'approche écosystémique préconisé par l'IRÉ, nous avons évaluer le lien potentiel entre la présence, la densité et les zones de concentration de bélugas observées lors des 35 inventaires aériens systématiques complétés en été de 1990 à 2009, avec plusieurs variables environnementales incluant des facteurs physiques, chimiques, biologiques, ainsi que des facteurs reliés aux activités humaines (voir liste au Tableau 5). Cet exercice visait à aller au-delà de l'identification de zones de forte fréquentation représentées par les 36 zones de concentration et d'expliquer la répartition des bélugas à l'échelle de l'estuaire du Saint-Laurent.

Dans un premier temps, une analyse de groupement (Cluster analysis) visait à vérifier si les 36 zones de concentration pouvaient être regroupées objectivement selon des variables environnementales et à décrire les caractéristiques des groupes ainsi identifiés.

Dans un second temps, des modèles statiques ont été développés pour évaluer à plus large échelle la relation entre les densités relatives de bélugas obtenues lors de l'intégration des données d'inventaires d'été effectués de 1990 à 2009 et une description statique ou moyenne des conditions rencontrées dans l'estuaire du Saint-Laurent pendant ces relevés. En plus de l'analyse générale à l'échelle de l'estuaire, l'existence d'une ségrégation spatiale des bélugas dans leur aire de répartition estivale selon la présence de jeunes dans les groupes (Michaud 1993; cette étude) a également été prise en compte en examinant séparément les régions utilisées par les différents groupes.

Les travaux sur les suivis individuels et les suivis de troupeaux montrent que les bélugas se déplacent sur plusieurs km en une seule journée (Lemieux Lefebvre *et al.* 2012). L'estuaire est un milieu très dynamique et les conditions physiques et biologiques dans différents secteurs de l'estuaire peuvent être très variables à différentes phases d'un même cycle de marée. Ce caractère dynamique peut limiter la capacité des modèles statiques à expliquer les densités de bélugas. Afin d'intégrer cet aspect, des modèles dynamiques ont été utilisés pour évaluer les relations entre la présence ou la densité de bélugas et des variables dynamiques et statiques observées spécifiquement au moment de chaque inventaire aérien. Tout comme pour les modèles statiques, l'effet de la ségrégation spatiale des différents types de groupes de bélugas a été examiné. Des modèles dynamiques ont également été utilisés pour essayer de comprendre l'effet de facteurs environnementaux sur l'utilisation des zones de concentrations

L'étude des relations entre la densité de bélugas et les différents facteurs physiques, biologiques, chimiques ainsi que les facteurs liés aux activités humaines visait à mieux comprendre l'utilisation de l'estuaire par les bélugas en été et ainsi mieux évaluer l'impact de ces différents facteurs environnementaux ou activités humaines sur le potentiel de rétablissement de la population. L'accroissement des connaissances sur l'utilisation de l'habitat par le béluga est également une étape nécessaire pour l'identification de l'habitat essentiel et des composantes de cet habitat répondant aux fonctions biologiques.

MÉTHODOLOGIE

Présence, densité et zones de concentration des bélugas

Les densités de bélugas dans l'estuaire du Saint-Laurent ont été déterminées à l'aide des résultats de 35 relevés aériens, soit 7 relevés photographiques et 28 relevés visuels réalisés entre 1990 et 2009 (Gosselin *et al.* 2014). Ces relevés ont été effectués de la fin juillet au début septembre et couvraient l'estuaire de Petite-Rivière-Saint-François à Rimouski dans le but d'estimer l'abondance de la population de bélugas. Les inventaires photographiques consistaient en une série de transects séparés de 3,7 km (2 milles nautiques). Sur ces transects, les clichés représentaient une surface d'environ 3,5 km^2 à la surface de l'eau et étaient espacés de manière à obtenir un recouvrement de 15 ou 30 % entre les images successives. La position du centre de chaque photographie était obtenue par GPS ou en interpolant la position en assumant une vitesse constante entre la position du début et de la fin de chaque transect. La position de chaque observation ou groupe de béluga était ensuite estimée en mesurant la distance et l'orientation par rapport au centre de la photographie. Les relevés visuels suivaient également un protocole d'échantillonnage en ligne (line transect) espacées de 7,4 km (4 milles nautiques). Un observateur était placé de chaque côté de l'avion (Cessna 337) volant à une altitude de 305 m (1000 pieds) ou 457 m (1500 pieds) et une vitesse de 185 km/h (100 nœuds). La position de chaque observation était estimée en considérant la position de l'avion obtenue par GPS, l'angle relatif au trajet de l'avion et la distance radiale calculée à partir de l'angle sous l'horizontale mesurée avec un inclinomètre (Suunto).

Les jeunes, définis comme des animaux dont la longueur ne dépasse pas la moitié des animaux adjacents ont également été identifiés, dénombrés et localisés sur les photographies. Le faible nombre de jeunes détectés lors des relevés visuels montre qu'une proportion importante de jeunes n'est pas notée par les observateurs en raison du court laps de temps permis pour faire le décompte lors des relevés visuels. Les analyses sur la distribution des jeunes ne considèrent donc que les données des relevés photographiques.

La méthode des kernels fixes (Worton 1989) a été utilisée pour obtenir, pour chaque inventaire, des valeurs continues de densité relative de bélugas sur l'ensemble de leur aire de répartition estivale. À partir de la position de chaque groupe de bélugas et considérant un facteur de lissage (smoothing factor), h, la méthode des kernels permet d'estimer une densité relative en tout point de l'aire considérée. La méthode des kernels est sensible à la valeur du facteur de lissage h, utilisée qui définit l'étendue de l'influence spatiale de chaque observation (Silverman 1986). Comme nous avons utilisé un kernel normal bivarié, la réduction de la densité relative en fonction de la distance autour de chaque groupe de béluga observé suit une courbe normale dont l'écart-type correspond au facteur de lissage, h. Ainsi, 99,99 % du volume de densité autour de la position d'une observation est inclus dans un rayon égal à 4 fois la valeur de h (Figure 24). Étant donné le plan d'échantillonnage systématique des relevés, une valeur de 926 m (0,5 mille nautique) a été attribuée à h afin de limiter la zone d'influence de chaque observation à la région comprise entre les transects adjacents de chaque relevé. Cette valeur a été utilisée pour les observations issues des relevés visuels et photographiques, donnant ainsi la même influence spatiale à chaque observation quelle que soit la méthode d'inventaire. Pour alléger la suite du texte, la « valeur de la densité relative estimée par la méthode des kernels » sera simplifiée par « valeur du kernel ».

Les zones de concentration ont été délimitées en combinant les valeurs des kernels de tous les relevés systématiques en une distribution de densité globale. Une grille d'intégration composée de cellules de 1000 x 1000 mètres et couvrant l'aire de répartition des bélugas a été utilisée pour combiner les résultats de différents kernels (Figure 25, voir également annexe 2). Les kernels ont été combinés en calculant la moyenne de la valeur estimée par chaque kernel au centre des cellules de cette grille d'intégration. Toutefois, plusieurs relevés ont parfois été complétés au cours d'une même année. Pour éviter la surreprésentation de ces années dans le résultat final, on faisait tout d'abord une moyenne annuelle des kernels à partir de chaque relevé, puis dans un second temps, une moyenne globale à partir de kernels annuels. Lors du calcul des moyennes annuelles, les valeurs des kernels de chaque inventaire ont été pondérées par le nombre de bélugas détecté. Cette pondération repose sur le postulat que les relevés couvrent l'ensemble de la population en été et qu'un nombre plus grand d'observations lors d'un relevé est une meilleure représentation de la distribution relative de la population. Par contre, nous avons considéré que chaque kernel annuel était la meilleure représentation de la distribution des bélugas pour l'année considérée et donc aucune pondération n'a été appliquée lors du calcul du kernel global. Les zones de concentration des bélugas dans leur aire de répartition estivale ont finalement été définies comme les zones les plus denses intégrant 50 % du volume du kernel global (i.e. contours de 50 % du kernel). On ne doit pas confondre les contours des kernels avec des contours équivalents à une valeur précise de densité, mais bien comme délimitant un pourcentage du volume du kernel qui peut être interprété en termes de probabilité. Ainsi, le contour de 50 % délimite les zones les plus denses qui en moyenne contiendront 50 % des points qui ont servi à créer le kernel. Ceci peut donc être interprété comme les zones les plus denses qui en moyenne devraient inclure 50 % de la population.

La grille d'intégration avec les cellules de 1000 m par 1000 m utilisée pour la combinaison des kernels a également été utilisée pour associer les valeurs des variables environnementales aux valeurs de densité de bélugas. Les variables environnementales ont été sélectionnées en fonction de leur effet potentiel sur la distribution des bélugas, que cet effet soit direct ou indirect (e.g. via un effet sur la distribution de proies). Cependant, plusieurs variables jugées importantes pour la

distribution des bélugas (e.g. la distribution des proies potentielles) n'ont pas pu être incluses, car il n'existait pas de bases de données systématiques couvrant l'ensemble de l'estuaire ou correspondant à la période pendant laquelle les inventaires aériens de bélugas ont été effectués, soit la saison estivale.

Variables environnementales

Variables statiques

Trois variables statiques associés au fond sont tirées des données des relevés du Service Hydrographique du Canada (SHC, Région du Québec, Institut Maurice-Lamontagne) modifiées par Proulx S. et Larocque R. (comm. pers). Les bélugas sont reconnus pour fréquenter les estuaires de rivières en été et les zones côtières, ainsi la distribution pourrait être influencée par la profondeur. La bathymétrie a été interpolée (Natural neighbour method, ArcGIS 9.2, ESRI) sur la grille d'intégration à partir des données bathymétriques avec une résolution horizontale de 1 m (multifaisceaux) ou de 50 m (Figure 9). Des sources de résolution moins précises furent utilisées dans certaines zones de plus faible profondeur (<20 m). Quatre classes ont été identifiées pour décrire le relief du fond de l'estuaire, soit vallée et bas de pente (1); fond plat (2); milieu de pente (3) et crête et haut de pente (4) (Figure 10). Chaque cellule de la grille d'intégration a été classifiée à partir d'un indice topographique considérant la pente au centre de la cellule et la différence d'élévation avec les données bathymétriques dans un rayon de 15 km (dans ArcGIS 9.2 en utilisant une adaptation (Jenness 2006) de l'extension « Topographic position index » pour ArcView v3.2a (Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California, ESRI)). Des essais préliminaires avec différents rayons ont permis de conclure que le rayon choisi permettait d'obtenir le meilleur compromis entre la précision et la généralisation du relief bathymétrique. La dureté des sédiments a, quant à elle, été évaluée grâce à une carte produite à partir des données de rétrodiffusion issues des relevés multifaisceaux réalisés entre 1997 et 2009 (MB-system, Tekmap consulting; Caress et Chaves 2010, Figure 11). La dureté du sédiment pourrait influencer la distribution de proies benthiques potentielles, mais pourrait aussi influencer directement la distribution des bélugas ou d'autres cétacés dont certains comportements pourraient être associés à des types de fonds (e.g., frottements au fond possiblement liés à la mue rapportés pour le béluga et l'épaulard, Smith *et al* 1992; Williams *et al* 2009).

Deux variables provenaient des données d'imagerie benthique (photo et vidéo) remorquée obtenues lors d'inventaires réalisés entre 2008 et 2010 sur 121 sites dans l'estuaire et le Saguenay (Larocque *et al.*[1], Larocque et Thorne[2], données inédites). Les habitats benthiques ont été classifiés selon la granulométrie des sédiments (3 classes : fins, moyens et grossiers) aux 121 sites et une interpolation continue à la région de l'estuaire limitée par ces sites a été réalisée par la méthode de "Natural neighbour" (Arc GIS 9.2, ESRI). Chaque cellule de la grille d'intégration s'est vu attribué la classe couvrant la plus grande proportion de sa surface (Figure 8). Un modèle linéaire généralisé (GLM) mettant en relation la présence de lançon sur les images vidéo et plusieurs variables environnementales (Figure 21; Larocque *et al.*[1]) a permis de cartographier la probabilité d'occurrence du lançon sur le fond pour une très grande partie de l'aire d'étude. La probabilité d'occurrence de lançon tirée de ces missions est la seule variable biologique qui a pu être utilisée dans les modèles concernant les bélugas.

Les variables associées aux activités humaines ont aussi été considérées comme des variables statiques. Les niveaux de contaminants dans les sédiments de surface, soit les niveaux de BPC, de DDT, PBDE, HCB, de Mirex et de Chlordanes, provenaient d'un relevé effectué en 2009 à 51 sites distribués dans la zone de répartition estivale du béluga (Figure 22). L'interpolation aux cellules de la grille d'intégration a été faite en utilisant la méthode des "Natural neighbour" (ArcGIS 9.2 ESRI; Lebeuf[6], données inédites; Figure 22). Cependant, seuls deux types de contaminants, soit les DDT et les BPC, ont été intégrés aux modèles, car une très forte corrélation (> 90 %) existait entre les

BPC et les PBDE, le Mirex, les HCB et les Chlordanes. L'information concernant l'intensité de la navigation maritime, incluant les croisières, les excursions, la marine marchande, les plaisanciers et les traversiers, provient d'une évaluation faite dans le parc marin Saguenay – Saint-Laurent de mai à octobre 2007 (Chion *et al.* 2009, Figure 23). La valeur associée à chaque cellule de la grille d'intégration représente le nombre de mètres parcourus par km^2.

Variables dynamiques

Le courant pourrait influencer les densités observées lors des relevés. Les bélugas pourraient passer plus de temps dans des régions de courant plus faible ou dans des zones réduisant leurs chances de dériver et leur permettant de maintenir leur position dans l'estuaire tout en réduisant leurs besoins de nager. La vitesse et le sens du courant de surface ont été estimées à partir d'un modèle océanographique pour une grille de 400 m de résolution horizontale (Figure 12; basé sur Saucier *et al.* 1999; Saucier et Chassé 2000). Le modèle fournit des estimations horaires de la vitesse et du sens du courant pour toute la région et toute la période couverte par les relevés. La valeur la plus proche dans l'espace et dans le temps au moment du passage de l'avion, a été attribuée à chaque cellule de la grille d'intégration pour chacun des relevés.

Les fronts et les tourbillons peuvent représenter des barrières ou des zones de concentrations pour certains organismes incluant des proies potentielles des bélugas. Une classification des données de courant du même modèle océanographique a également permis de cartographier les fronts et tourbillons, définis comme des discontinuités locales du courant pour chaque cellule de 400 m du modèle océanographique (Figure 26). Le flot était classifié comme continu ou discontinu en comparant les caractéristiques du courant dans la cellule considérée et celles des cellules voisines dans un rayon de 500 m. Une différence moyenne du sens du courant supérieure à 15° ou une différence moyenne de la vitesse supérieure à 0,2 m/s était identifiée comme un flot discontinu. Pour les modèles dynamiques, la valeur de la plus courte distance à un front ou à un tourbillon, i.e. à une cellule du modèle océanographique montrant un flot discontinu, a été associé à chaque cellule de la grille d'intégration. Pour les modèles statiques, cette variable a été considérée comme la proportion du temps pendant laquelle chaque cellule de la grille d'intégration montrait un flot discontinu pendant les marées ayant cours lors des inventaires aériens de béluga.

La distribution des bélugas peut être influencée par les phases de marées, tel que démontré par les variations de fréquentation de certains secteurs selon la phase de marée (Chadenet 1997; Laurin 1982). Ceci pourrait influencer les densités observées lors de relevés dans certains secteurs. Les phases de marée ont été obtenues à l'aide du logiciel xtide. La marée a été présentée sous forme de deux variables. Une des quatre phases de marée (4 classes : haute, jusant, basse, flot) a été attribuée à chaque cellule selon la phase prévue pour l'heure la plus proche du moment du passage de l'avion près de cette cellule et au port le plus proche dans l'estuaire (18 ports à moins de 25 km de chaque cellule, en moyenne 12,6 km). Une seconde variable pour détecter des effets à plus large échelle était le temps écoulé depuis la dernière marée haute à Pointe-au-Père au moment du passage de l'avion près de chaque cellule. Ces variables ont été associées aux données de densité à l'aide de scripts personnalisés dans le logiciel statistique R (R Development Core Team 2010).

Initialement, la température et la salinité de l'eau à la surface et au fond faisaient partie des variables à intégrer, mais une validation des données extraites du modèle océanographique disponible a démontré que ce modèle ne pouvait reproduire les valeurs à des résolutions spatiales et temporelles suffisamment fines pour les analyses à l'échelle de l'aire de distribution estivale des bélugas (Figures 13 et 14; basé sur : Saucier *et al.* 1999; Saucier et Chassé 2000).

Analyse de groupements (clusters)

L'analyse de groupements (cluster analysis) visait à rechercher d'éventuels points communs entre plusieurs zones de concentration des bélugas à partir des variables physiques et biologiques les

caractérisant. Les données environnementales ont été extraites à partir de la même grille d'intégration composée de cellules de 1000 m par 1000 m, mais limitée spatialement aux zones de concentration. Chaque zone a été caractérisée par les variables continues présentées sous la colonne « cluster » du tableau 5. L'analyse s'est faite selon la méthode du groupement hiérarchique des composantes principales (« Hierachical Clustering on Principle Components », HCPC, Husson *et al.* 2010). Dans un premier temps, une analyse en composante principale (ACP) est réalisée pour décomposer la variabilité en composantes orthogonales non-corrélées. Puis, une classification hiérarchique ascendante basée sur les résultats de la ACP est utilisée pour obtenir les différents groupes (voir les détails de l'analyse dans l'annexe 1). Les caractéristiques spécifiques à chacun des groupes obtenus ont ensuite été décrites en les comparant aux caractéristiques générales présentes dans l'ensemble des zones considérées (Test de t de Student).

Modèles statiques

L'utilisation d'un modèle statique comprenant l'intégration des données des 35 inventaires avait pour but l'étude de la distribution générale des bélugas, sans se limiter aux zones de concentration. Cette approche visait à tester les liens potentiels entre l'intensité d'utilisation du milieu par les bélugas à l'échelle de l'estuaire et certaines variables environnementales naturelles ou liées aux activités humaines. Les estimations de densité de bélugas utilisées dans les modèles statiques ont été obtenues en utilisant les densités relatives estimées pour le kernel global intégrant tous les inventaires aériens. Les valeurs relatives du kernel global ont ensuite été multipliées par la taille estimée de la population (Hammill *et al.* 2007, 1100 individus) afin d'obtenir des estimations réelles de densité pour chaque cellule de la grille d'intégration couvrant toute l'aire de répartition estivale des bélugas. En plus des variables statiques décrites précédemment, deux variables synthétiques, moyennant l'information fournie par deux variables dynamiques ont été ajoutées. L'une donnait pour chaque cellule la vitesse moyenne du courant au cours des cycles de marées ayant cours pendant les inventaires aériens. L'autre indiquait la stabilité spatiale du courant de surface représentée par la proportion du temps pendant laquelle le courant local était classifié comme « continu » au cours de ces mêmes cycles de marée (voir section variables dynamiques).

Dû à la présence d'autocorrélation spatiale, les régressions linéaires utilisées ont dû être modélisées à l'aide de la méthode des moindres carrés généralisés (Generalized Least Square; GLS, voir les détals de l'analyse dans l'annexe 1). Cette méthode ne permet malheureusement pas l'utilisation du R^2 classique pour représenter la proportion de la variance prédite par les modèles. Nous avons donc calculé un autre coefficient de détermination (R^2) en faisant le carré de la corrélation entre les valeurs prédites et observées.

Modèles dynamiques

L'utilisation de modèles dynamiques a permis de prendre en compte la variabilité spatiale et temporelle de certains processus dynamiques. Ils permettaient ainsi de considérer les variations d'occurrence ou de densité de bélugas en fonction des valeurs de chaque variable environnementale dynamique estimée pour chaque cellule de la grille d'intégration au moment précis du passage de l'avion qui faisait l'inventaire aérien. Ces modèles dynamiques ont été utilisés pour examiner ces relations à trois échelles spatiales, soit à l'échelle de l'estuaire couvert par les relevés, à celle des grandes zones de ségrégations utilisées par différents types de troupeaux de béluga, et enfin à l'échelle des zones de concentration.

A l'échelle de l'estuaire

Le but de ces modèles était d'identifier les variables environnementales qui pouvaient expliquer globalement les variations de présence et de densité de bélugas dans leur aire estivale en considérant les valeurs des variables au moment de chacun des relevés aériens. Dans un premier

temps, un modèle logistique à effets mixtes, incluant une structure d'autocorrélation spatiale, a été utilisé dans le but de tester les liens entre la présence/l'absence des bélugas et les conditions environnementales rencontrées. Dans un deuxième temps, un modèle linéaire à effets mixtes, incluant une structure d'autocorrélation spatiale, a été utilisé pour tenter d'expliquer les variations de densité des bélugas dans les secteurs utilisés en fonction des conditions environnementales (voir détails dans l'annexe).

À l'échelle des grandes zones de ségrégation

Des modèles dynamiques ont aussi été appliqués séparément pour les grandes zones de ségrégation basées sur la composition des groupes de bélugas. Les groupes d'adultes accompagnés de jeunes sont observés dans l'estuaire en amont du Saguenay, des groupes d'adultes seulement sont observés dans le chenal laurentien et ces deux types de groupes sont observés à la hauteur du Saguenay et au sud du chenal laurentien vers l'aval (Michaud 1993). Une variable désignant la provenance des données dans l'estuaire par rapport à l'embouchure du Saguenay (amont-aval) et une variable désignant la provenance des données dans la partie aval par rapport au talus sud du chenal laurentien (nord-sud) ont donc été ajoutées aux modèles dynamiques. Des modèles dynamiques ont aussi été utilisés séparément pour chacune de ces grandes zones de ségrégation. Ces analyses visait à évaluer si on pouvait faire ressortir certaines caractéristiques environnementales pour expliquer les variations de la densité des bélugas lorsqu'on considérait la composition des groupe en assumant que les groupes incluant des jeunes pouvaient rechercher des conditions différentes de groupes constitués uniquement d'adultes.

À l'échelle des zones de concentrations

Les données recueillies à l'échelle de l'estuaire du Saint-Laurent ont été sous-échantillonnées pour chacune des zones de concentration. Seuls les modèles linéaires à effets mixtes ont été utilisés pour étudier le lien entre la densité des bélugas et les variables environnementales. De plus, seules les variables dynamiques ont été considérées, car au sein de chacune des zones de concentration, la variabilité spatiale des données statiques était limitée. À cette échelle spatiale, la phase de la marée au port le plus proche et le temps depuis la dernière marée à Pointe-au-Père sont corrélées; nous avons donc testé les modèles incluant ces variables séparément.

RÉSULTATS

Résultats groupement

Les analyses de groupements ont permis de distinguer trois groupes ayant des caractéristiques environnementales comparables (Figure 27) au sein des 22 zones (22 sur 36 identifiées) pour lesquelles les variables physiques et biologiques étaient disponibles. Ainsi, les zones situées au sud de la limite Baie des rochers / Île blanche et Île blanche / Île verte sont toutes considérées comme faisant partie d'un même groupe (cluster 1) caractérisé principalement par une plus grande probabilité d'occurrence de lançon, associée à une faible rétrodiffusion typique d'un sédiment meuble. Le courant de surface y est généralement plus faible que dans les autres zones. Trois zones situées plus en aval font également partie de ce groupe. Deux sont situées sur le plateau sud au niveau de l'Île aux basques et une à la tête du chenal laurentien.

Le deuxième groupe (cluster 2) englobe les zones de concentrations situées légèrement en amont de l'embouchure du Saguenay au nord de la limite Baie des rochers / Île blanche et Île blanche / Île verte, et s'étendant plus en aval vers le nord de l'Île verte. On y retrouve un courant de surface important et très variable qui induit fréquemment la présence de discontinuités dans le courant de surface. La rétrodiffusion indique quant-à-elle un sédiment dur. La probabilité d'occurrence du lançon dans les zones du groupe 2 est également plus faible que dans les autres zones de concentration.

Enfin, deux zones de concentration forment le dernier groupe (cluster 3). Elles sont situées sur la falaise sud du chenal laurentien et sont caractérisées par une forte variabilité de la bathymétrie. Le flux du courant de surface y est généralement très stable et la vitesse minimale du courant de surface plus élevée que dans les autres zones de concentration de béluga.

L'analyse de groupement a également été utilisée sur les zones de concentration de jeunes bélugas (Figure 28 et Tableau 7). Cette analyse identifie trois groupes similaires aux résultats obtenus pour l'ensemble de la population. Le premier groupe comprend la plupart des zones de concentration en amont du Saguenay caractérisées par une plus forte probabilité d'occurrence de lançon et des sédiments fins. Cependant, les zones comprises dans ce groupe incluent 67 % de la population de jeunes belugas, alors que seulement 52 % de la population totale était incluse dans le groupement de zones de concentrations similaires. Dans les autres groupes, l'occurrence de lançon et la stabilité du flot ne sont plus des variables significatives, comme c'était le cas pour l'analyse considérant toute la population, mais ces autres groupes couvrent malgré tout les mêmes régions.

Résultats des modèles d'intégration

A l'échelle de l'estuaire

Le premier constat, à la vue des résultats, est que la répartition et la densité des bélugas dans l'estuaire du Saint-Laurent ne semblent pas être expliquées par les facteurs considérés dans cette étude et ce, aussi bien en utilisant des modèles dynamiques que statiques. Ainsi, malgré l'intégration de toutes les variables disponibles, la représentativité des modèles utilisés demeurait très faible, n'expliquant qu'une fraction minime de la variabilité observée dans les données (aire sous la courbe < 0,59, $p < 0,0001$ pour le modèle logistique considérant la présence/absence des bélugas; $R^2 < 0,03$ pour le modèle Gaussien considérant les variations de densité des bélugas).

À l'échelle des grandes zones de ségrégation

Les résultats montrent une différence significative des relations existant entre la présence/absence ou les densités de béluga et les variables environnementales considérées selon la zone de ségrégation considérée. Cependant, les modèles réalisés en considérant séparément les données de chacune des zones ne sont que très légèrement plus informatifs que le modèle global à l'échelle de l'estuaire et n'expliquent eux aussi qu'une très faible portion de la variabilité observée dans les données (aire sous la courbe < 0,64, $p < 0,0001$ pour le modèle logistique considérant la présence/absence des bélugas; $R^2 < 0,06$ pour le modèle Gaussien considérant les variations de densité des bélugas).

A l'échelle des zones de concentration

Les modèles dynamiques réalisés à cette échelle visaient à essayer d'expliquer les variations de densité de béluga dans les zones de concentration en fonction des variables environnementales dynamiques comme la marée, la vitesse du courant de surface, ou la présence de structures hydrologiques. Comme à l'échelle de l'estuaire, ces modèles n'ont qu'une faible représentativité. Sur les 22 zones pour lesquelles il y avait assez de données pour faire les analyses, seuls certains des meilleurs modèles sélectionnés par AIC pour deux de ces zones obtiennent un coefficient de détermination (R^2) supérieur à 10 % (ils restent toutefois inférieurs à 15 %). Pour ces deux zones localisées respectivement au nord-est de La Malbaie, le long de la côte-nord, et à l'ouest de l'Île Verte (Figure 27), les deux modèles les plus simples ayant le meilleur R^2 incluent tous les deux l'effet quadratique de la variable indiquant le temps écoulé depuis la dernière marée haute à Pointe-au-Père. Rapportée à la marée locale, dans les deux cas, la densité des bélugas dans ces zones serait maximale à marée haute et minimale à marée basse (+/- une heure). Même si des tendances reliant densité de béluga et marée sont observables pour plusieurs autres zones, la très grande

variabilité présente dans les données (Figure 29) ne permet pas d'obtenir des modèles efficaces à partir des variables considérées.

DISCUSSION

Groupement

Le groupement des zones basé sur les variables environnementales n'est pas sans rappeler la ségrégation spatiale qui existerait entre les différents types de troupeau présents dans l'estuaire du Saint-Laurent (Michaud 1993). Les zones de concentrations du premier groupe (cluster 1) sont essentiellement utilisées par des troupeaux comprenant des adultes et des jeunes. On y retrouve au moins une source de nourriture (le lançon) et des conditions de courant plus calmes et plus stables que dans les autres secteurs, des conditions probablement préférables pour l'élevage des jeunes. La section centrale comprenant les zones du deuxième groupe (cluster 2) sont utilisés par des troupeaux mixtes. Le lançon n'y est pas ou peu présent, mais les conditions de courant en font un secteur dans lequel de nombreuses structures hydrologiques peuvent se former et éventuellement créer des conditions propices à la rétention d'autres espèces d'intérêt pour le béluga. Les deux zones situées sur la falaise sud du chenal laurentien (Figure 27) font également partie du secteur utilisé par des troupeaux mixtes, leur présence pourrait être le résultat d'agrégation de proies due au relief sous-marin, toutefois aucune information disponible actuellement nous permet d'appuyer ce point. La distribution plus aléatoire des individus au-dessus du chenal laurentien, le secteur utilisé par des troupeaux composés principalement d'adultes, pourrait être la cause du faible nombre de zones de concentration identifiées dans cette région (Figure 5), et leur caractérisation environnementale incomplète n'a pas permis de les inclure dans les analyses. Les hypothèses proposées ci-dessus pour expliquer l'utilisation des zones de concentration supposent toutefois que les agrégations de bélugas sont causées principalement par la quête alimentaire ou l'élevage des jeunes. Malheureusement, le manque de données plus précises sur la distribution des proies potentielles des bélugas dans l'estuaire limite notre capacité de lier la distribution des proies à celle des bélugas. D'autre part, il est important de mentionner que les analyses de kernel synthétisant les données des inventaires aériens montrent que même les plus importantes zones de concentration regroupent généralement moins de 6 % de la population (Figure 6). De plus, plusieurs études montrent que les temps de résidence des bélugas à un même site sont généralement de l'ordre de quelques heures seulement (Michaud 1992; Chadenet 1997; Lemieux Lefebvre *et al.* 2012). La combinaison de ces résultats suggère que même si ces zones de concentration existent, les bélugas doivent utiliser un réseau plus ou moins complexe de ces sites entre lesquels ils doivent se déplacer. Les éléments qui expliquent l'utilisation d'un secteur spécifique à un moment donné nécessitent toutefois des études complémentaires.

Modèles d'intégration

Les modèles aussi bien statiques que dynamiques réalisés à différentes échelles spatiales ne mettent pas en évidence de relations importantes entre la présence/absence, ou la densité des bélugas et les variables environnementales naturelles, ou liées aux activités humaines, considérées dans cette étude. La faible représentativité des modèles testés pouvait toutefois remettre en cause l'utilisation adéquate de la méthodologie employée.

Devant la faible représentativité des modèles testés, on doit donc considérer les effets décrits comme douteux et les coefficients estimés par ces modèles ne devraient pas être utilisés pour faire des prédictions. Par conséquent, nous ne détaillerons pas plus ici les conclusions de ces modèles.

Parmi les hypothèses permettant d'expliquer ces résultats, la première est simplement que les variables influençant effectivement la répartition des bélugas n'ont pas été considérées dans les modèles testés.

La recherche des données disponibles et leur description dans les sections précédentes ont souvent mené à l'identification de plusieurs facteurs constituant une ou des limitations quant à leur utilisation dans le cadre de ce type de modèle écosystémique.

D'autre part, la disponibilité des données sous une forme « intégrable » est souvent la raison de l'absence de certaines variables, comme l'abondance et la répartition des principales espèces de proies du béluga, dans les modèles considérés. Les principaux facteurs limitants sont notamment la couverture temporelle et la couverture spatiale des données. De la surface initiale de 5 300 km² pour laquelle nous avons été capables d'estimer les densités de bélugas pour chacun des 36 inventaires aériens considérés, seuls ~1 400 km² contenaient l'information nécessaire pour les variables incluses dans le modèle. D'autre part, les relevés aériens utilisés dans cette étude ont été essentiellement effectués entre la mi-juillet et la mi-septembre. Cette limite temporelle liée aux contraintes logistiques de l'échantillonnage nuit à la connaissance de la répartition de l'espèce tout au long de l'année, à des périodes où les données pour certaines variables explicatives sont disponibles.

Des méthodes d'interpolation spatiales et de modélisation ont été utilisées pour essayer de compenser ces limitations, mais la quantité limitée des données disponibles pour certains facteurs pourrait remettre en cause les généralisations qui ont été présentées. Ainsi, des prémisses supposant la stabilité spatiale et temporelle de certaines variables ont notamment dû être considérées afin de permettre l'intégration de ces dernières dans les analyses.

Les variables intégrées aux modèles étaient généralement des données continues sur l'aire de répartition du béluga, provenant d'une grille d'échantillonnage systématique ou d'une interpolation des données lors d'une modélisation. Bien que des données spatiales d'occurrence de certaines espèces de proies dans la zone de répartition du béluga du Saint-Laurent aient été présentées à titre indicatif dans le cadre de ce projet (Figures 15 à 20), de nombreuses variables biologiques en lien avec la diète des bélugas n'ont pu être intégrées au modèle. Ces données discontinues, parfois ponctuelles, pourraient être d'un grand intérêt pour expliquer la répartition du béluga à certains endroits ou durant certaines périodes. On peut penser à des espèces, comme le capelan, l'éperlan, l'anguille ou le saumon, présentes seulement pendant une période limitée de l'année, mais qui sont reconnues comme faisant partie des espèces recherchées par le béluga (Vladykov 1946; Lesage, données inédites). Pour les variables biologiques, de façon générale, il serait important d'obtenir des données plus systématiques en lien avec ces variables discontinues à partir de nouvelles études ou extrapolées par modélisation à partir de données déjà existantes, afin d'essayer de les intégrer au modèle en tant que couches supplémentaires d'information potentiellement explicatives.

Malgré cela, nous considérons que les données utilisées étaient les meilleures à notre disposition au moment de l'étude. Les variables utilisées couvraient tout de même une large gamme de facteurs (facteurs physiques, biologiques, chimiques ou reliés aux activités humaines) qui pouvaient potentiellement avoir un effet direct ou indirect sur les bélugas.

L'absence d'explication des densités des bélugas par les différentes variables environnementales pourrait aussi être la conséquence de la complexité et de la diversité des comportements des bélugas, aboutissant à une très grande variabilité de répartition de l'espèce dans l'estuaire du Saint-Laurent qui ne pourrait être représentée par un « comportement moyen » des individus. De plus, l'analyse portait sur une grande partie de l'aire de répartition estivale du béluga caractérisée par une mosaïque d'habitats utilisés vraisemblablement pour une variété de comportement. Bien que le degré d'organisation sociale des bélugas ne soit pas connu spécifiquement, cette espèce présente un répertoire vocal extrêmement développé caractéristique des sociétés animales hautement

structurées (Smith 1977; Sjare et Smith 1986; Faucher 1988; O'Corry-Crowe 2008). Il est fort possible que les zones de concentrations de bélugas observées ne soient pas liées seulement aux fonctions alimentaires, mais aussi à des fonctions telles que l'élevage des jeunes, le repos, etc. Certains comportements sociaux pourraient conduire à une ségrégation des individus selon le sexe, la taille ou l'âge (Michaud 1993; Smith et Martin 1994; Smith *et al.* 1994; Heide-Jorgensen et Lockyer 2001; Michaud 2005; Loseto *et al.* 2006, 2008) et ainsi complexifier encore la description de l'utilisation de certains secteurs. Toutefois, même en séparant les secteurs utilisés par différents types de troupeaux dans les analyses (séparation amont-aval, aval nord-aval sud; Michaud, 1993), les modèles de sélection d'habitat demeurent inefficaces.

Le comportement alimentaire du béluga contribue également à la complexité de son utilisation de l'espace. En effet, qualifiés d'omnivores (Vladykov 1946; Sergeant 1973; Lowry *et al.* 1985), les bélugas ne sont pas liés à la recherche d'une seule espèce de proie; ils seraient plutôt des prédateurs opportunistes profitant de concentrations de proies variées, montrant elles-mêmes une grande variabilité spatio-temporelle. D'autre part, même si des efforts ont été faits pour essayer de déterminer plus précisément la diète des bélugas, des études plus approfondies (dont certaines sont en cours) sont nécessaires pour déterminer les proies principales et les variations du régime alimentaire selon la période de l'année, l'âge et le sexe, telles que suggérées par Vladykov (1946). Étant donné la très faible représentation des espèces de proies dans nos modèles (i.e. seule la probabilité d'occurrence de lançon a été utilisée), il demeure toutefois raisonnable de supposer que les mouvements des bélugas puissent être au moins en partie modulés par la recherche de ces concentrations de proies.

Le développement des modèles de sélection d'habitat réalisés pendant cette étude visait à raffiner les connaissances sur l'utilisation du milieu par le béluga à de fines échelles spatiales et temporelles potentiellement utilisable pour l'application de mesures de gestion. Les résultats ne nous permettent pas de distinguer des facteurs importants qui pourraient être utilisés pour délimiter des zones plus précises, particulièrement recherchées par les bélugas, au sein de l'estuaire du Saint-Laurent. De même, ils ne permettent pas d'identifier d'indicateur simples de la qualité de l'habitat du béluga. Par contre, l'absence de relations avec les variables considérées indique que les bélugas ne semblent pas éviter les corridors importants de navigation ou les zones de fortes concentrations de contaminants dans les sédiments. Cette information a un impact direct sur la mesure de l'exposition des bélugas à ces menaces et sur le type de méthode de mitigation à utiliser dans un processus de protection. De plus, les résultats de plusieurs analyses spatiales incluant celles réalisées dans le cadre de l'IRÉ appuient la désignation de l'habitat essentiel du plus récent programme de rétablissement de la population de bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent (MPO 2012). Ainsi, les zones identifiées par Michaud (1993) et Lemieux Lefebvre *et al.* (2012) et dans ce document constituent probablement les unités d'un réseau de sites aux caractéristiques et aux fonctions variées. Regroupées dans l'estuaire du Saint-Laurent, cette diversité est vraisemblablement ce qui constitue le facteur d'intérêt expliquant la présence du béluga dans cette région et c'est donc l'estuaire dans son ensemble qui devrait être considéré comme l'habitat estival du beluga. Finalement, la carte synthèse produite par l'intégration des données des 35 inventaires aériens réalisés de 1990 à 2009 constitue potentiellement un outil intéressant pour la gestion, en fournissant une estimation des densités relatives de béluga dans l'estuaire du Saint-Laurent en été et ainsi une probabilité potentielle d'exposition aux effets de la mise en place de projets de développement dans un secteur donné pour une courte période. L'utilisation de cette carte devra toutefois se faire sans omettre les mouvements possibles des bélugas entre les différents secteurs de plus haute concentration et l'utilisation de cette carte pour des projets de longue durée devra considérer la possibilité des mouvements entre les zones de concentration.

Suggestions pour amélioration

Un élément crucial non disponible pour nos analyses est clairement l'information décrivant le comportement des bélugas au moment de leur observation. Comme noté précédemment, ces comportements sont très variés et les conditions recherchées lors de chacun des types de comportement ont de fortes chances d'être très différentes les unes des autres. Ainsi, on peut penser que les conditions optimales pour le comportement de quête alimentaire sont très différentes des conditions permettant le repos, la socialisation ou l'élevage des jeunes. Associer une meilleure information sur la diète à des informations comportementales pourrait ainsi permettre d'identifier les zones d'alimentation.

Pour les variables biologiques de façon générale, particulièrement pour les espèces potentielles de proies, il serait important d'obtenir des données plus systématiques.

Une autre possibilité serait également d'explorer d'autres méthodes d'analyse n'incluant pas forcement le caractère spatial de la problématique, ce qui pourrait permettre de considérer des variables, comme l'impact des activités côtières ponctuelles, qui n'ont pu être prises en compte avec le type de modèle utilisé dans cette étude.

CONCLUSION

PROJET IRÉ

L'implantation de l'approche écosystémique sous la forme de ce projet pilote a été rendue possible par une collaboration interdisciplinaire qui constitue probablement une première dans la région de l'estuaire du Saint-Laurent de par la diversité des sources de données prises en compte. L'intégration de ces données sous la forme de modèles visant à expliquer les densités de bélugas observées dans l'estuaire a été réalisée afin de répondre à la fois à des intérêts purement scientifiques, comme une meilleure compréhension des interactions entre une espèce animale et son milieu, mais également à des enjeux de gestion, comme la définition de l'habitat utilisé par une espèce inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, ou encore en réponse au besoin croissant d'outils permettant une meilleure évaluation des impacts potentiels de futurs projets de développement tenant compte des différentes composantes de l'écosystème.

Hormis les échanges de données et d'idées entre les différents secteurs de Pêches et Océans Canada, cette étude a permis la mise en œuvre de méthodes complexes dans plusieurs disciplines, y compris dans l'intégration des données, dans les analyses finales.

Plusieurs résultats issus de travaux financés en tout ou en partie par l'IRÉ ont permis d'apporter de nouvelles connaissances sur le béluga et le milieu dans lequel il vit. Ainsi, les études sur la diète du béluga ont permis de confirmer sa diversité et sa variabilité en combinant les résultats de plusieurs approches (isotopes stables, acides gras, de même qu'une nouvelle approche basée sur les rapports de taux de contaminants de type PBDE). Les missions d'imagerie benthique ont permis de caractériser les fonds et les communautés épi-benthiques dans la section aval du fjord du Saguenay et une grande partie de l'estuaire moyen et de l'estuaire maritime. La caractérisation des contaminants dans les sédiments de surface ont permis quant à eux de décrire les zones de déposition de certains contaminants organiques dans les secteurs fréquentés par les bélugas.

De plus, des données inédites obtenues dans le cadre d'un projet soutenu par une autre source de financement (SARCEP) ont également été incorporée aux informations présentées dans ce document. Ainsi, les densités de bélugas dans leur aire de répartition estivale estimées à partir de l'analyse des inventaires aériens réalisés entre 1990 et 2009 ont servi de base aux modèles mathématiques utilisés dans le processus d'intégration.

Finalement, ce projet confirme que l'application de l'approche écosystémique nécessite de grandes quantités d'informations complexes qui, pour être utilisables, doivent toutes avoir une couverture et une résolution spatiales et temporelles comparables pour la totalité de la zone et de la période d'intérêt. Or, plusieurs caractéristiques de l'habitat susceptibles de jouer un rôle important dans l'écologie et l'utilisation de l'habitat par le béluga du Saint-Laurent ne rencontraient malheureusement pas ces conditions ou n'étaient pas disponibles. Les résultats présentés dans ce document devront donc être validés ou réévalués à la lumière de potentielles nouvelles sources d'information.

REMERCIEMENTS

Ce document a bénéficié du support, des suggestions et des contributions des participants aux ateliers de l'IRÉ de 2007 à 2012. Hugo Bourdages a complété des analyses des données des relevés de poissons de fonds et de crevettes de 2008 à 2010 pour identifier les espèces les plus abondantes dans les strates de l'estuaire maritime. Yvan Simard a fourni des données de relevés d'abondance de poissons, de zooplancton, de mammifères marins et d'oiseau complétés en 1998. Samuel Turgeon (Parc Canada, Parc Marin Saguenay – Saint-Laurent) a contribué à compiler l'information sur le trafic maritime. Ces travaux ont été supportés par les programmes des Espèces en Péril, des Océans et par le Service Hydrographique de Pêches et Océans Canada, ainsi que par le Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent, Parcs Canada.

RÉFÉRENCES

Able, K.W. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence Estuary: Composition, distribution, and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 35(12): 1518-1531.

Auger, F. et Powles, H. 1980. Estimation of the herring spawning biomass near Isle Verte in the St Lawrence estuary from an intensive larval survey in 1979. Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 80/59, 29 p.

Bailey, R. J. F., Able, K. et Leggett, W.C. 1977. Seasonal and vertical distribution and growth of juvenile and adult capelin (*Mallotus villosus*) in the St Lawrence Estuary and western Gulf of St Lawrence. J. Fish. Res. Brd Can. 34: 2030–2040.

Béland, P., Michaud, R. et Martineau, D. 1987. Recensements de la population de belugas (*Delphinapterus leucas*) du St-Laurent par embarcations en 1985. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1545: 21 p.

Béland, P., De Guise, S., Girard, C., Lagacé, A., Martineau, D., Michaud, R., Muir, D.C.G., Norstrom, R.J., Pelletier, E., Ray, E. et Shugart, L.R. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in the St. Lawrence beluga whales. J. Great Lakes Res., 19, 766-775.

Bérubé, S. et Lambert, J.-D. 1997. Suivi ichtyologique dans l'estuaire du Saint-Laurent (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2171 : viii + 57 p.

Bérubé, S. et Lambert, J.-D. 1999. Communautés icthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichtyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2281 : ix + 62 p.

Bio-Conseil Inc. 1982a. Évaluation des frayères de hareng (*Clupea harengus* L.) sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport au Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 64 p.

Bio-Conseil Inc. 1982b. Croisière d'échosondage du hareng dans la région de l'île Verte : printemps 1982. Rapport au Ministère des pêches et des océans, 18 p.

Blane. J.M. 1990. Avoidance and interactive behaviour of the St.Lawrence beluga whale, *Delphinapterus leucas*, in response to recreational boating. M.Sc. thesis, University of Toronto, Toronto, Ontario. 43 pages.

Boivin, Y. et INESL. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution saisonnière et des déplacements des bélugas, INESL, Montréal, Québec. 91 p. Disponible à l'Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent, 5040 Mentana, Montréal, QC, CAN. H2J 3C3

Bolduc, A. et Duchesne, M.J. 2009. Découverte de mégadunes dans l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent, Québec, Canada. La revue des Sciences de l'eau 22, 125-134.

Bonneau, A.E., Couture, J.Y. et Levasseur, M. 2002. Le programme de monitorage des algues toxiques de la région du Québec : un outil précieux pour le développement des connaissances. AZMP Bull. No 2 : 24-26.

Bourdages, H., Archambault, D., Morin, B., Fréchet, A., Savard, L., Grégoire, F. et Dufour, R. 2004. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2004 dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2004/112. ii + 38 p.

Bourdages, H., Archambault, D., Bernier, B., Fréchet, A., Gauthier, J., Grégoire, F., Lambert, J. et Savard, L. 2010. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2010 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/107. vi + 92 p.

Bui, A.O.V., Ouellet, P., Castonguay, M. et Brêthes, J.C. 2010. Ichthyoplankton community structure in the northwest Gulf of St. Lawrence (Canada): past and present. Mar. Ecol. Prog. Ser. 412:189-205.

Busque, V. 2006. Utilisation de la baie Sainte-Marguerite par le béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent et les embarcations nautiques : rapport des saisons 2003 à 2005. Pour le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent : Parcs Canada et la Société des établissements de plein air du Québec. Comité ZIP-Saguenay, Saguenay, 51 p.

Caress, D.W. et Chayes, D.N. 2010. MB-System. Mapping the Seafloor : Software for the Processing and Display of Swath Sonar Data. Monterey Bay Aquarium Research Institute, Moss Landing, California, USA.

Caron, F., Dumont, P., Mailhot, Y. et Verreault, G. 2006. État des stocks d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Québec en 2004. 2e édition révisée. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de la recherche sur la faune. Québec. 34 p.

Caron, L. M. J. et Sergeant, D. E. 1988. Yearly variation in the frequency of passage of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) at the mouth of the Saguenay River, Québec, over the past decade. Naturaliste Canadien. 178:111-116.

Chadenet, V. 1997. Fréquentation et bilan d'activité du béluga (*Delphinalterrus leucas*) du Saint-Laurent dans la baie Sainte-Marguerite. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.), Université Laval, Québec, Qc, Canada. 75 p.+ 2 Annexes.

Chion, C., Turgeon, S., Michaud, R., Landry, J.-A. et Parrott, L. 2009. Portrait de la navigation dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1er mai et le 31octobre 2007. Présenté à Parcs Canada. 86 p.

Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L.T., Van Parijs, S.M., Frankel, A. et Ponirakis, D. 2009. Acoustic Masking in Marine Ecosystems: Intuitions, Analysis, and Implications. Mar. Ecol. Prog. Ser. 395: 201-222

Conversano, M. 2009. Caractérisation de l'utilisation de l'embouchure du Saguenay et de la Baie Sainte-Catherine par le béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Unpubl. Rep. by Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, Tadoussac, QC, CAN. 32 p. Disponible au Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, 182 rue de l'Église. C.P. 220, Tadoussac, QC, CAN, G0T 2A0

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (Delphinapterus leucas) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 77 p.

COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (Gadus morhua) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii+121 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 127 p.

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 73 p.

Couillard, C.M. 2009. Utilisation des poissons pour évaluer les effets biologiques des contaminants dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay; Use of fish to assess biological effects of contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. Rev. Sci. Eau; J. Water Sci., 22(2): 291-314.

Dalcourt, M.-F., Béland, P., Pelletier, É. et Vigneault, Y. 1992. Caractérisation des communautés benthiques et études des contaminants dans des aires fréquentées par le béluga du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1845: 86 + VII p.

D'Anglejan, B. et Smith, E.C. 1973. Distribution, transport, and composition of suspended matter in the St. Lawrence estuary. Can. J. Earth Sci., 10: 1380-1396.

De Guise, S., Martineau, D., Béland, P. et Fournier, M. 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence Beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environmental Health Perspectives. 103 (suppl): 73-77.

Doidge, D.W. 1990. Age and stage based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the northern Quebec population. Ph.D. thesis, McGill University, Montreal, Quebec: 190 p.

Dufour, R. et Ouellet, P. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2744F : vii + 123 p.

Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L. et Starr, M. 2010. Rapport sur le statut et les tendances de l'écosystème : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/030. v + 187 p.

Dutil, J.-D., Légaré, B. et Desjardins, C. 1985. Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42, 455-458.

Dutil, J.-D., Nozères, C., Scallon-Chouinard, P.-M., Van Guelpen, L., Bernier, D., Proulx, S., Miller, R., et Savenkoff, C. 2009a. Poissons connus et méconnus des fonds marins du Saint-Laurent. Naturaliste canadien 133(2): 70-82.

Dutil, J.-D., Dumont, P. Cairns, D.K., Galbraith, P.S., Verreault, G., Castonguay, M. et Proulx, S. 2009b. Anguilla rostrata glass eel migration and recruitment in the estuary and Gulf of St Lawrence. J. Fish. Biol., 74: 1970-1984.

El-Sabh, M.I. et Silverberg, N. (eds.). 1990. Oceanography of a large-scale estuarine system: the St. Lawrence. Springer-Verlag, Berlin (Coastal and estuarine studies, 39). 434 p.

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration. 39 pages.

Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec. 2008. Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent - mise à jour 2008-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 48 p.

Faucher, A. 1988. The vocal repertoire of the St. Lawrence estuary population of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) and its behavioral, social and environmental contexts. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.) Université de Dalhousie, Halifax. NS, CAN.

Fauchot, J., Saucier, F.J., Levasseur, M. Roy, S. et Zakardjian, B. 2008. Wind-driven river plume dynamics and toxic *Alexandrium tamarense* blooms in the St. Lawrence estuary (Canada) : A modeling study. Harmful Algae 7(2) : 214-227.

Fortier, L. et Gagné, J.A. 1990. Larval herring (*Clupea harengus*) dispersion, growth and survival in the St Lawrence estuary: match/mismatch or membership/vagrancy? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 1898-1912.

Gagnon, M. 1998a. Bilan régional - Rive nord de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Zones d'intervention prioritaire 15 et 16. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. xx + 74 pages.

Gagnon, M. 1998b. Bilan régional - Rive sud de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. xx + 76 pages.

Gervaise, C., Simard, Y., Roy, N., Kinda, B. et Ménard, N. 2012. Shipping noise in whale habitat: Characteristics, sources, budget, and impact on belugas in Saguenay-St. Lawrence Marine Park hub. J. Acoust. Soc. Am. 132(1): 76-89.

Gilbert, D., B. Sundby, C. Gobeil, A. Mucci et Tremblay, G. H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. Limnol. Oceanogr. 50 (5):1654-1666.

Gilbert, D., Chabot, D., Archambault, P., Rondeau, B. et Hébert, S. 2007. Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin : causes possibles et impacts écologiques. Naturaliste canadien. 131(1): 67-75.

Giroux, M. 1997. Rapport sur la situation de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent au Québec. Sinfibec pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Chaudière-Appalaches, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent et Direction de la faune et des habitats. vii + 52 p.

Gobeil, C. 1991. Inventaire de la contamination des sédiments du chenal laurentien : données sur les métaux et les éléments nutritifs. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat., 854, 63 p.

Gobeil, C. et Lebeuf, M. 1992. Inventaire de la contamination des sédiments du chenal laurentien : les biphényles polychlorés. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat., 1851, 45 p.

Gobeil, C., Clermont, Y. et Paquette, G. 1997. Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat., 1011, 88 p.

Gosselin, J. F., Lesage, V. et Robillard, A. 2001. Population index estimate for the beluga of the St Lawrence River Estuary in 2000. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/049.

Gosselin, J.-F., Hammill, M.O. et Lesage, V. 2007. Comparison of photographic and visual abundance indices of belugas in the St. Lawrence Estuary in 2003 and 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/025, 27 p.

Gosselin, J.-F., Lesage, V. et Hammill, M.O. 2009. Index estimates of abundance for beluga in eastern Hudson Bay, James Bay and Ungava Bay in Summer 2008; Indices de l'abondance des bélugas dans l'est de la baie d'Hudson, la baie James et la baie d'Ungava à l'été 2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/006, 25 p.

Gosselin, J.-F., Doniol-Valcroze, T. et Hammill, M.O. 2013. Abundance estimate of beluga in eastern Hudson Bay and James Bay, summer 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/016. vii + 20 p.

Gosselin, J.-F., Hammill, M.O. et Mosnier, A. 2014. Summer abundance indices of St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) from a photographic survey in 2009 and 28 line transect surveys from 2001 to 2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/021. iv + 51 p.

Gouteux, B., Lebeuf, M., Muir, D.C.G. et Gagné, J.-P. 2003. Levels and temporal trends of toxaphene congeners in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada. Environ. Sci. Technol., 37, 4603-4609.

Gouteux, B., Lebeuf, M., Hammill, M.O., Muir, D.C.G. et Gagné, J.-P. 2005. Comparison of toxaphene congeners levels in five seals species from Eastern Canada: What is the importance of biological factors. Environ. Sci. Technol., 39, 1448-1454.

Gratton, Y., Mertz, G. et Gagné, J.A. 1988. Satellite observations of tidal upwelling and mixing in the St. Lawrence Estuary. J. Geophys. Res. 93: 6947–6954.

Hammill, M.O., Measures, L.N., Gosselin, J.-F. et Lesage, V. 2007. Lack of recovery in St. Lawrence Estuary beluga. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/026, 19 p.

Heide-Jørgensen, M.-P. et Lockyer, C. 2001. Age and sex distributions in the catches of belugas, *Delphinapterus leucas*, in West Greenland and in western Russia. Mammal. Biol. 66: 215-227.

Heide-Jørgensen, M.P. et Teilmann, J. 1994. Growth, reproduction, age structure and feeding habits of white whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland waters. Meddelelser om Grønland. Bioscience 39:195-212.

Henri, M., Dodson, J.J. et Powles, H. 1985. Spatial configurations of young herring (*Clupea harengus harengus*) larvae in the St. Lawrence Estuary: Importance of biological and physical factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42 (Suppl. 1): 91-104.

Hobbs, R.C., Laidre, K.L., Vos, D.J., Mahoney, B.A. et Eagleton, M. 2005. Movements and area of use of belugas, *Delphinapterus leucas*, in a subarctic Alaskan estuary. Arctic 58: 331-340.

Hobbs, R. C., Shelden, K. E. W., Rugh, D. J. et Norman, S. A. 2008. 2008 status review and extinction risk assessment of Cook Inlet belugas (*Delphinapterus leucas)*. AFSC Processed Rep. 2008-02, 116 p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., 7600 Sand Point Way NE, Seattle WA 98115.

Hodson, P.V., Desjardins, C., Pelletier, É., Castonguay, M., McLeod, R. et Couillard, C.M. 1992. Baisse de la pollution chimique des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat., 1876, 60 p.

Hodson, P.V., Castonguay, M., Couillard, C.M., Desjardins, C., Pelletier, É. et McLeod, R. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American eels, *Anguilla rostrata*, captured in the Estuary of the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51, 464-478.

Husson, F., Josse, J., et Pagès, J. 2010. Principal component methods -hierarchical clustering-partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? Technical Report-Agrocampus. A. C. ouest, Applied mathematics department, Rennes. 17 pages.

INESL et Activa Environnement. 2007. Atelier de planification de l'initiative de recherche écosystémique dans l'estuaire du Saint-Laurent. Compte-rendu d'atelier. Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent et Activa Environnement inc. Québec. vi + 28 p. +7 annexes.

Ingram, R.G. 1975. Influence of tidal induced vertical mixing on the primary productivity in the St. Lawrence estuary. Mem. Sot. R. Sci. Liege 7: 59-74.

Iverson, S. J., Field, C., Bowen, W. D. et Blanchard, W. 2004. Quantitative fatty acid signature analysis: a new method of estimating predator diets. Ecological Monographs 74:211-235.

Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2. Jenness Enterprises.

Ketos. 1989. Les déplacements des bélugas à l'embouchure du Saguenay entre 1973 et 1988. Rapport de recherche du groupe Ketos. 15 p.

Kingsley, M.C.S. 1993. Census, trend, and status of the St. Lawrence beluga population in 1992. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1938: 17 p.

Kingsley, M.C.S. 1996. Estimation d'un indice d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent en 1995. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. Sci. 2117: 42 p.17

Kingsley, M.C.S. 1998. Population index estimates for the St. Lawrence belugas, 1973-1995. Mar. Mamm. Sci., 14: 508-530.

Kingsley, M.C.S. 1999. Population indices and estimates for the belugas of the St. Lawrence Estuary. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2266: 27 p.

Kingsley, M.C.S. et Hammill, M.O. 1991. Photographic census surveys of the St Lawrence beluga population, 1988 and 1990. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1776: 19 p.

Kingsley, M.C.S., Gosselin, S. et Sleno, G.A. 2001. Movements and dive behaviour of belugas in Northern Quebec. Arctic 54: 262-275.

Kingston, P. 2005. Recovery of the marine environment following the Braer spill, Shetland. 2005 International Oil Spill Conference, IOSC 2005. p.6797-6815.

Kleinenberg, S.E., Yablokov, A.V., Belkovich, B.M. et Tarasevich, M.N. 1964. Beluga (*Delphinapterus leucas*): Investigation of the species. Moscou. (Traduit du russe en 1969 par le programme israélien de traduction scientifique, Jérusalem): 376 p.

Laurin, J. 1982. Etude écologique et éthologique de la population de bélugas, *Delphinapterus leucas*, du fjord du Saguenay, Québec. M.Sc. thesis. Université de Montréal, Montréal, QC, CAN. 145 p.

Law, R.J., Alaee, M., Allchin, C.R., Boon, J.P., Lebeuf, M., Lepom, P. et Stern, G.A. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife. Environ. International, 29; 757-770.

Lebeuf, M. 2009. La contamination du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent par les polluants organiques persistants : en revue; Contamination of the St. Lawrence Beluga by persistent organic pollutants : a review. Rev. Sci. Eau; J. Water Sci., 22(2): 199-233.

Lebeuf, M. et Nunes, T. 2005. PCBs and OCPs in sediment cores from the Lower St. Lawrence Estuary, Canada: Evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. Environ Sci. Technol., 39, 1470-1478.

Lebeuf, M., St-Pierre, I., Clermont, Y. et Gobeil, C., 1999. Concentrations de biphényles polychlorés (BPC) et de pesticides organochlorés chez trois espèces de poissons de fond de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat., 1059, 108 p.

Lebeuf, M., Gouteux, B., Measures, L.N. et Trottier, S. 2004. Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Environ. Sci. Technol., 38, 2971-2977.

Lebeuf, M., Noël, M., Trottier, S. et Measures, L.N. 2007. Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Science of the Total Environment, 383: 216-231.

Lebeuf, M., Raach, M., Measures, L.N., Ménard, N. et Hammill, M.O. 2014. Temporal trends of PBDEs in adult and newborn beluga (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/120. v + 11 p.

Lemieux Lefebvre, S., Michaud, R., Lesage, V. et Berteaux, D. 2012. Identifying high residency areas of the threatened St. Lawrence beluga whale from fine-scale movements of individuals and coarse-scale movements of herds. Mar Ecol Prog Ser : 450: 243-257

Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M. C. S. et Sjare, B. 1999. The effects of vessel noise on the vocal behaviour of beluga in the St. Lawrence River estuary, Canada. Mar. Mamm. Sci. 15: 65-84.

Lesage, V., Hammill, M.O. et Kovacs, K.M. 2001. Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada: evidence from stable isotope analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser., 210: 203-221.

Lewis, A, Hammill, M.O., Power, M., Doidge, D.W. et Lesage, V. 2009. A comparison of eastern Hudson Bay (*Delphinapterus leucas*) movement and aggregation patterns using satellite telemetry and Nunavik traditional ecclogical knowledge. Arctic 62(1): 13-24.

Loring, D. H. et Nota, D.J.G. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 182. 147 p. + 7 charts.

Loseto, L.L., Richard, P., Stern, G.A., Orr, J. et Ferguson, S.H. 2006. Segregation of Beaufort Sea beluga whales during the open-water season. Can. J. Zool. 84: 1743-1751.

Loseto, L.L., Stern, G.A., et Ferguson, S.H. 2008. Size and biomagnifications: How habitat selection explains beluga mercury levels. Environ. Sci. Tech. 42: 3982-3988.

Lowry, L.F., Frost, K.J. et Seaman, G.A. 1985. Investigations of belukha whales in coastal waters of western and northern Alaska. III. Food habits. Alaska Dept. Fish Game. Fairbanks (Alaska). 24 p.

Lucotte, M. et D'Anglejan, B. 1986. Seasonal control of the St. Lawrence maximum turbiditv zone by tidal-flat sedimentation. Estuaries, 9: 84-94.

Martel, M.-C., Provencher, L., Grant, C. Ellefsen, H.-F. et Pereira, S. 2009. Distribution et description des herbiers de zostère du Québec. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/050. viii + 37p.

Martineau, D., Béland P., Desjardins, C. et Lagacé, A. 1987. Levels of organochlorine chemicals in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16: 137-147.

McKinney, M.A., Arukwe, A., De Guise, S., Martineau, D., Béland, P., Dallaire, A., Lair, S., Lebeuf, M. et Letcher, R.J. 2004. Characterization and profiling of hepatic cytochromes P450 and phase II xenobiotic-metabolizing enzymes in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary and the Canadian Arctic. Aquatic Toxicology, 69 (1): 35-49.

McKinney, M.A., De Guise, S., Martineau, D., Béland, P., Lebeuf, M. et Letcher, R.J. 2006. Organohalogen contaminants and metabolites in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) liver from two Canadian populations. Environ. Toxicol. Chem., 25: 1246-1257.

McQuinn, I. H., Lesage, V., Carrier, D., Larrivée, G., Samson, Y., Chartrand, S., Michaud, R., et Theriault, J. 2011. A threatened beluga (Delphinapterus leucas) population in the traffic lane: Vessel-generated noise characteristics of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, Canada. J. Acoust. Soc. Am. 130(6): 3661-3673.

MDDEP. 2009. Rapport d'analyse environnementale pour le programme décennal de dragage d'entretien aux quais de l'Île-aux-Coudres et de Saint-Joseph-de-la-Rive sur le territoire des municipalités de L'Isle-aux-Coudres et des Éboulements par la Société des traversiers du Québec, Dossier 3211-02-245. Direction des évaluations environnementales, Développement durable, Environnement et Parcs, Québec, 43 p.

MDDEP. 2010. Rapport d'analyse environnementale pour le projet d'amélioration et de réparations majeures et le programme décennal de dragage d'entretien des quais de Rivière-du-Loup sur le territoire de la Ville de Rivière-du-Loup par la Société des traversiers du Québec, Dossier 3211-04-033. Direction des évaluations environnementales, Développement durable, Environnement et Parcs, Québec, 29 p.

Measures, L.N. 2007. Maladies parasitaires et infectieuses du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent. Dans: Compte-rendu de l'atelier sur le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent - Revue du programme des carcasses. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Comte-rendu 2007/005. p.15-17.

Measures, L.N. 2008. Les causes de mortalité du béluga du Saint-Laurent. Naturaliste canadien, 132(2): 75-79.

Ménard, N., Pagé, M., Busque, V., Croteau, I., Picard, R. et Gobeil, D. 2007. Rapport sur l'état du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent 2007. Agence Parcs Canada. Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent. 81p.

Meynier, L., Morel, P.C.H., Chilvers, B.L., Mackenzie, D.D.S. et Duignan, P.D. 2010. Quantitative fatty acid signature analysis on New Zealand sea lions: model sensitivity and diet estimates. J. Mamm.: December 2010, Vol. 91, No. 6, pp. 1484-1495.

Michaud, M. H. et Pelletier, É. 2006. Source and fate of butyltins in the St. Lawrence Estuary ecosystem. Chemosphere, 64: 1074-1082.

Michaud, R. 1987. Distribution du béluga, *Delphinapterus leucas*, dans la partie amont de l'estuaire du Saint-Laurent : Secteur de l'Île aux Coudres. Rapport final. INESL, Tadoussac, Québec. Contrat Hydro-Québec, région Montmorency: 36p + Annexes + Cartes. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Michaud, R. 1988. Distribution estivale du béluga, *Delphinapterus leucas* dans l'estuaire du Saint-Laurent (Repérage aérien 1987-1988). Institut National d'Écotoxicologie du Saint- Laurent. 26p. Disponible à l'Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent, 5040 Mentana, Montréal, QC, CAN. H2J 3C3.

Michaud, R. 1992. Fréquentation de la Baie Sainte-Marguerite par le béluga du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*). INESL, Rimouski (Qc) pour le Ministère des Pêches et des Océans, Mont-Joli (Qc). Contrat # FP 707 1 5171. 34 p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Michaud, R. 1993. Distribution estivale du béluga du St-Laurent; synthèse 1986-1992. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1906: vi + 28 p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Michaud, R. 2005. Sociality and ecology of the odontocetes. Ruckstuhl, K.E., Neuhaus, P. eds. Pages 303-326. In Sexual segregation in vertebrates: ecology of the two sexes. Cambridge University Press, AU.

Michaud, R. et Chadenet, V. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution printanière et des déplacements des bélugas du Saint-Laurent. Préparé par l'Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent, pour Pêches et Océans Canada. 36p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Michaud, R., Vézina, A., Rondeau, N. et Vigneault, Y. 1990. Annual distribution and preliminary characterization of beluga (*Delphinapterus leucas*) habitats in the St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1757: 37 p.

Michaud, R., de la Chenelière, V. et Moisan, M. 2003. Les activités d'observation en mer des cétacés dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent 1994-2002 : Une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final. GREMM, Tadoussac, Qc, conjointement avec le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, Qc. 13p.

Mosnier, A., Lesage, V., Gosselin- J.-F., Lemieux Lefebvre, S., Hammill, M.O. et Doniol-Valcroze, T. 2010. Information pertinente à la documentation de l'utilisation de l'habitat par le béluga du St-Laurent (*Delphinapterus leucas*) et à la quantification de la qualité de l'habitat. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/098 : iv +35 p.

MPO. 2007. Zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent : identification et caractérisation. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/016.

MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.

MPO. 2010. Avis sur la désignation de l'habitat essentiel des bélugas du Saint-Laurent (Delphinapterus leucas). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/070.

MPO. 2012. Programme de rétablissement du béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent au Canada [version proposée], Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 93 + XI p.

Munro, J., Gauthier, D. et Gagné, J. A. 1998. Description d'une frayère de hareng (*Clupea harengus L.*) à l'île aux Lièvres dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2239: vi + 34 p.

Murie, D.J. et Lavigne, D.M. 1991. Food consumption of wintering harp seals, Phoca groenlandica, in the St. Lawrence estuary, Canada. Can. J. Zool. 69:1289-1296.

Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D. et Sundby, B. 2011. Acidification of lower St. Lawrence estuary bottom waters. Atmosphere-Ocean 49 (3): 206-218.

Nielsen, O., Stewart, R.E.A., Nielsen, K., Measures, L.N. et Duignan, P. 2001. A serological survey of *Brucella* spp. antibodies in some marine mammals of North America, *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 37, p. 89 – 100.

Nozères, C. A. 2006. Régime alimentaire du béluga, *Delphinapterus leucas*, de l'estuaire du Saint-Laurent, Canada, tel que révélé par l'analyse des acides gras du lard. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Département de biologie. Québec. 207p.

NRC. 2003. Ocean noise and marine mammals. The National academy of science. États-Unis. 151 p.

O'Corry-Crowe, G.M. 2008. Beluga whale: *Delphinapterus leucas*. Pages 94-99. *In* Perrin, W.F., Würsig B., Thewissen, J.G.M. (eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. Second edition.

Patenaude, N., Quinn, J., Beland, P., Kingsley, M.C.S. et White, B.N. 1994. Genetic variation of the St. Lawrence beluga whale population assessed by DNA fingerprinting. Molecular Ecology 3: 375-381.

Pelletier, É., Canuel, G., Padros, J., Clermont, Y. et Gobeil, C., 1999. Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques chez quatre espèces de poissons de fond et deux espèces de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat., 1052, 20 p.

Phillips, D.L. et Gregg, J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136: 261-69.

Pippard, L. 1985a. Status of the St Lawrence River population of beluga, *Delphinapterus leucas*. Can. Fld-Nat. 99: 438-450.

Pippard, L. 1985b. Patterns of movements of the St Lawrence white whales. Report, Canadian Wildlife Service & Parks Canada, Nov 1985, 309p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Pippard, L. et Malcolm, H. 1978. White whales (*Delphinapterus leucas*): observations on their distribution, population and critical habitats in the St. Lawrence and Saguenay Rivers. The Department of Indian and Northern Affairs, Parks Canada. Manusc. Rep. 159p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology,* 83(3), 2002, pp. 703–718.

R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reeves, R.R. et Katona, S.K. 1980. Extralimital records of White Whales, *Delphinapterus leucas*, in Eastern North Ametican waters. Canadian Field-Naturalist. 94: 239-247.

Réseau des observateurs du capelan. 2010. Trousse de l'observateur – 2010. Direction des océans, de l'habitat et des espèces en péril. Pêches et Océan Canada, Mont-Joli, Québec. Fs121-9/2010F-978-1-100-94305-3.

Richard, P.R. 2005. Estimation du nombre de bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson en 2004. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2005/017.

Richard, P.R., Heide-Jørgensen, M.-P., Orr, J.R., Dietz, R. et Smith, T.G. 2001. Summer and autumn movements and habitat use by belugas in the Canadian High Arctic and adjacent areas. Arctic 54: 207–222.

Richardson, W.J., Green Jr, C.R. E., Malme, C. I. et Thomson, D.H. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego, CA.

Saucier, F.J. et Chassé, J. 2000. Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. Atmosphere-Ocean, 38 (4) : 505-556.

Saucier, F.J., Chassé, J., Couture, M., Dorais, R., D'Astous, A., Lefaivre, D. et Gosselin, A. 1999. The making of a surface current atlas of the St. Lawrence Estuary, Canada. In: Proc. Fourth international conference on computer modelling of seas and coastal regions (C.A. Brebbia and P. Anagnostopoulos, Eds), Lemnos, Greece, May 1999. Wessex Institute of Tech. Press, pp. 87-97.

Saucier, F.J., Roy, F., Senneville, S., Smith, G., Lefaivre, D., Zakardjian, B. et Dumas, J.-F. 2009. Modélisation de la circulation dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en réponse aux variations du débit d'eau douce et des vents. Revue des Sciences de l'Eau, 22(2) : 159-176.

Savaria, J.Y., Cantin, G., Bossé, L., Bailey, R., Provencher, L. et Proust, F. 2003. Compte rendu d'un atelier scientifique sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs ressources alimentaires, tenu à Mont-Joli (Québec) du 3 au 7 avril 2000, dans le cadre de l'élaboration du projet de zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2647. v + 127 p.

Savenkoff, C., Castonguay, M., Chabot, D., Hammill, M.O., Bourdages, H. et Morissette, L. 2007. Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: evidence of a fishery-induced regime shift? Estuar. Coastal Shelf Sci. 73: 711-724.

Scallon-Chouinard, P.-M., Dutil, J.-D., et Hurtubise, S. 2007. Liste des espèces de poissons inventoriés dans l'estuaire maritime du St-Laurent entre 1930 et 2005. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2719: vi + 58 p.

Scheifele, P. M., Andrew, S., Cooper, R. A., Darre, M., Musiek, F. E. et Max, L. 2005. Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga, J. Acoust. Soc. Am. 117, 1486–1492.

Schiedek, D., Sundelin, B., Readman, J.W. et MacDonald, R.W. 2007. Interactions between climate change and contaminants. Marine Pollution Bulletin, 54 (12): 1845-1856.

Seaman, G.A., Lowry, L.F. et Frost, K.J. 1982. Foods of belukha whales (*Delphinapterus leucas*) in Western Alaska. Cetology 44: 1-19.

Sears, R. et Williamson, J.M. 1982. A preliminary aerial survey of marine mammals for the Gulf of the St Lawrence to determine their distribution and relative abundance. Parks Canada Contract #81-1272. Mingan Island Cetacean Study (MICS Project M06), Falmouth, MA and Sept-Iles, Quebec. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, C.P. 1000 / P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in Western Hudson Bay. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1065-1090.

Sergeant, D.E. 1986. Present status of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence Estuary. Naturaliste Canadien. 112: 163-183.

Sergeant, D.E. 1991. Harp seals, man and ice. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 114: 1-153.

Sergeant, D.E. et Brodie, P.F. 1975. Identity, abundance and present status of populations of white whales, *Delphinapterus leucas*, in North America. J. Fish. Res. Brd Can. 32: 1047-1054.

Sergeant, D.E. et Hoek, W. 1988. An update of the status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary, Canada. Biol. Conserv. 45: 287-302.

Shepard, F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. Journal of Sedimentary Petrology 24: 151-158.

Silverman, B.W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London, UK, 176 pages.

Simard, Y., Roy, N. et Gervaise, C. 2006. Shipping noise and whales: World tallest ocean liner vs largest animal on earth. OCEANS 2006, 18-21 Sept. 2006. p.1-6.

Simard, Y., Roy, N. et Gervaise, C. 2008. Passive acoustic detection and localization of whales: effects of shipping noise in Saguenay-St. Lawrence Marine Park. J. Acoust. Soc. Am. 123(6): 4109-4117.

Sjare, B., et Smith, T. G. 1986. The vocal repertoire of white whales, *Delphinapterus leucas* summering in Cunningham Inlet, Northwest Territories. Can. J. Zool. 64: 2075-2080.

Smith, J. N. et Schafer, C.T. 1999. Sedimentation, bioturbation, and Hg uptake in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. Limnol. Oceanogr. 44: 207-219.

Smith, T.G. et Martin, A.R. 1994. Distribution and movements of belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Canadian High Arctic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 1653-1663.

Smith, T.G., St. Aubin, D.J. et Hammill, M.O. 1992 Rubbing behaviour of belugas, *Delphinapterus leucas*, in a high Arctic estuary. Can. J. Zool. 70: 2405-2409.

Smith, T.G., Hammill, M.O. et Martin, A.R. 1994. Herd composition and behaviour of white whales (*Delphinapterus leucas*) in two Canadian Arctic estuaries. Medd. Grønl. Bioscience 39: 175-184.

Smith, W.J. 1977. The behavior of communicating. Harvard University Press. Cambridge. MA.

St. Aubin, D.J., Smith, T.G. et Geraci, J.R. 1990. Seasonal epidermal moult in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. Can. J. Zool. 68: 359-367.

Therriault, J.-C., et Lacroix, G. 1976. Nutrients, chlorophyll, and internal tides in the St. Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2747-2757.

Truchon, M.-H. 2010. Facteurs environnementaux et anthropiques influençant la variation temporelle dans les échouages de mammifères marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, Québec. Thèse M.Sc., Université du Québec à Rimouski, QC, CAN.

Tollit, D.J., Pierce, G.J., Hobson, K.A., Bowen, W.D. et Iverson, S.J. 2010. Diet. pp. 191-221. *In*: Boyd,I.L., Bowen,W.D., Iverson,S.J. (eds) Marine mamml ecology and conservation. Techniques in Ecology & Conservation Series. Oxford University Press. New York.

Turgeon, S. 2008. Analyse spatio-temporelle de la cooccurrence entre les belugas et le trafic maritime à la baie Sainte-Marguerite de 2003 à 2007, Rapport présenté à Parcs Canada. Département de géographie, Université de Montréal, 38 p.

Turgeon, S., Parrott, L. et Martins, C.C.A. 2008. Analyse spatio-temporelle de la cooccurrence entre les belugas et le trafic maritime à l'embouchure de la rivière Saguenay de 2003 à 2007, Rapport présenté à Parcs Canada. Département de géographie, Université de Montréal, 37 p.

Tyack, P. L. 2008. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. J. Mamm. 89 (3): 549-558.

Vanderlaan, A.S.M. et Taggart, C.T. 2007. Vessel collisions with whales : the probability of lethal injury based on vessel speed. Marine Mammal Science, 23(1): 144-156.

Viglino, L., Pelletier, É. et St.-Louis, R. 2004. Highly persistent butyltins in northern marine sediments: a long-term threat for the Saguenay Fjord (Canada). Environmental Toxicology and Chemistry, 23, 2673-2681.

Viglino, L., Pelletier, É. et Lee, L.E.J. 2006. Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay Fjord (Canada) and imposex occurrence in Common Whelk (*Buccinum undatum*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 50, 45-49.

Villeneuve, S. 2001. « Les répercussions environnementales de la navigation commerciale ». Le Naturaliste canadien, 125 (2) : 49-67.

Villeneuve, S. et Quilliam, L. 2000. Les risques et les conséquences environnementales de la navigation sur le Saint-Laurent. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-188, 174 pages.

Vladykov, V.D. 1944. Études sur les mammifères marins III. Chasse, biologie et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des Pêcheries, Province de Québec 14. 191 p. Disponible à l'Institut Maurice Lamontagne, P.O. Box 1000, 850 Route de la mer, Mont-Joli, QC, CAN, G5H 3Z4.

Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères aquatiques. IV. Nourriture du marsouin blanc (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries de la province de Québec. 129 p.

Weise, A., Levasseur, M., Saucier, F.J., Senneville, S., Bonneau, E., Roy, S., Sauvé, G., Michaud, S. et Fauchot, J. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandria tamarense* in tne St, Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 464-473.

Williams, R., Lusseau, D. et Hammond, P.S. 2009. The role of social aggregations and protected areas in killer whale conservation: The mixed blessing of critical habitat. Biological Conservation 142: 709-719.

Worton, B. J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. Ecology 70:164–168.

Wu, R.S.S. 2002. Hypoxia : from molecular responses to ecosystem responses. Marine Pollution Bulletin, 45 : 35-45.

TABLEAUX

Tableau 1. Poids (kg) et occurrence (nb d'activités, i.e. nb de traits de chalut, levées de palangre ou levées de filets maillants) dans l'estuaire maritime des espèces de poissons dans les relevés de poissons de fond et de crevette de 1978 à 2003 et rapportés par le programme des observateurs entre 1991 et 2005. Les espèces sont en ordre décroissant de poids dans le relevé et limitées aux 22 espèces les plus abondantes pour les deux sources de données (modifié de Scallon-Chouinard et al 2007).

Nom scientifique	Nom commun	Relevés		Programme observateurs	
		Activités (Nb)	Poids (kg)	Activités (Nb)	Poids (kg)
Reinhardtius hippoglossoides	Flétan du Groenland	253	13 982	2 209	226 790
Amblyraja radiata	Raie épineuse	233	1 433	1 484	29 340
Sebastes	Sébastes (genre)	226	792	820	9 398
Glyptocephalus cynoglossus	Plie grise	230	757	954	14 220
Hippoglossoides platessoides	Plie canadienne	204	657	1 934	16 444
Centroscyllium fabricii	Aiguillat noir	32	247	426	21 158
Clupea harengus	Hareng atlantique	161	183	554	9 468
Malacoraja senta	Raie à queue de velours	125	174	242	3 191
Urophycis tenuis	Merluche blanche	105	153	278	626
Echelyopus cimbrius	Motelle à quatre barbillons	212	149	53	53
Myxine glutinosa	Mixine du nord	144	148	60	67
Mallotus villosus	Capelan	203	125	608	11 045
Zoarcidae	Zoarcidés (famille)	121	94		
Hippoglossus hippoglossus	Flétan atlantique	23	71	364	3 343
Melanostigma atlanticum	Molasse atlantique	196	40	1	5
Gadus morhua	Morue franche	18	37	260	11 571
Phycis chesteri	Merluche à longues nageoires	57	33	48	164
Nezumia bairdii	Grenadier du Grand Banc	120	31	5	5
Rajidae	Raies (famille)	2	3	350	4 820
Squalus acanthias	Aiguillat commun	1	2	269	1 068
Bathyraja spinicauda	Raie à queue épineuse	0	0	106	1 506
Leucoraja erinacea	Raie hérisson	0	0	10	1 210

Tableau 2. Espèces les plus abondantes en terme de poids total (kg), de nombre total (Nb individus) et d'occurrence (nombre de stations sur un total de 70) dans les stations de l'estuaire maritime situées en amont de Pointe-des-Monts au cours des relevés de poisson de fond et de crevette des mois d'août 2008, 2009 et 2010. Ces chiffres proviennent de 70 traits de chalut valides pour une surface échantillonnée de 1,6486 km^2. (Hugo Bourdages, comm, pers, Institut Maurice Lamontagne, 850 route de la mer, Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4).

Groupe	Nom scientifique	Nom commun	Occurrence	Poids total (kg)	Nombre total	Densité (kg/trait)
Poisson	*Mallotus villosus*	Capelan	60	5451,9	380 386	90,9
Poisson	*Reinhardtius hippoglossoides*	Flétan du Groenland, turbot	53	3233,2	14 680	61,0
Invertébré	*Pandalus borealis*	Crevette nordique	68	2371,7	387 655	34,9
Invertébré	*Actiniaria*	Actinie et Anémone	53	1110,9	30 051	21,0
Invertébré	*Actinostola sp.*	Anémone de mer	17	999,3	10 969	58,8
Invertébré	*Pandalus montagui*	Crevette ésope	45	972,3	304 804	21,6
Invertébré	*Chionoecetes opilio*	Crabe des neiges	63	659,1	4 735	10,5
Poisson	*Amblyraja radiata*	Raie épineuse	60	623,8	1 954	10,4
Invertébré	*Brisaster fragilis*	Oursin coeur	41	541	37 635	13,2
Invertébré	*Ctenodiscus crispatus*	Étoile de mer	68	518,1	155 511	7,6
Invertébré	*Ophiura sarsi*	Ophiure	43	435,2	297 568	10,1
Poisson	*Gadus morhua*	Morue franche	36	307,5	1 015	8,5
Poisson	*Hippoglossoides platessoides*	Plie canadienne	68	301,7	3 727	4,4
Poisson	*Glyptocephalus cynoglossus*	Plie grise	53	255,8	3 284	4,8
Poisson	*Centroscyllium fabricii*	Aiguillat noir	5	245,7	262	49,1

Groupe	Nom scientifique	Nom commun	Occurrence	Poids total (kg)	Nombre total	Densité (kg/trait)
Poisson	*Myxine glutinosa*	Myxine du nord	37	118,7	1 409	3,2
Invertébré	*Ophiuroidea*	Ophiure	20	102,2	61 763	5,1
Poisson	*Malacoraja senta*	Raie lisse	47	102	445	2,2
Poisson	*Clupea harengus*	Hareng atlantique	47	95,7	790	2,0
Poisson	*Lycodes vahlii*	Lycode à carreaux	46	90,2	2 004	2,0
Poisson	*Hippoglossus hippoglossus*	Flétan atlantique	17	88,7	21	5,2
Invertébré	*Strongylocentrotus* sp.	Oursin	45	87,1	1 738	1,9
Invertébré	*Argis dentata*	Crevette verte	28	77,8	14 544	2,8
Invertébré	*Actinauge sp.*	Anémone de mer	15	77,2	8 178	5,1
Poisson	*Enchelyopus cimbrius*	Motelle à quatre barbillons	50	73,7	1 561	1,5
Invertébré	*Eualus macilentus*	Bouc du Groenland	29	49,9	52 016	1,7
Poisson	*Sebastes sp.*	Sébaste	48	49,7	706	1,0
Poisson	*Urophycis tenuis*	Merluche blanche	28	23,9	69	0,9

Tableau 3. Captures standardisées (0,75 mn) en poids (kg) pour les strates de l'estuaire maritime situées en amont de Rimouski pour 7 espèces communes du relevé de poisson de fond et de crevette de 2010 (basé sur l'annexe 4 de Bourdages et al 2010).

Trait	Strate	Profondeur (m)	Morue	Flétan du Groenland	Sébastes	Crevette nordique	Flétan atlantique	Hareng	Capelan
128	413	346	0	64,3	0,4	0	0	0	0
129	413	333	0	166,9	0,7	0,1	0	1	0
131	413	348	0	113,2	0,8	0	0	0,6	0
133	414	276	0	26,5	0,5	0,1	0	2,7	3,2
136	414	277	0	49,2	0,3	0,6	0	0,4	0,1
137	414	253	8,2	44,1	0,7	0,3	2,6	0,4	0,1
134	852	130	0,8	7,1	0,5	127,1	0	0	0,5
135	852	143	9,5	13,1	0,2	97,5	0	0	0,1
130	855	120	0	0	0	24,1	0	0,4	1420,1
132	855	100	0	0	0	13,4	0	0,1	53
	Capture moyenne:		1,9	48,4	0,4	26,3	0,3	0,6	147,7

Tableau 4. Occurrence des espèces (% des tractus digestifs) dans la diète des bélugas échantillonnés au Banc de Manicouagan en 1938-1939 (Vladykov 1946) ou retrouvés morts dans l'estuaire du Saint-Laurent de 1989 à 2008 (Lesage et al.[3], données inédites).

Nom français	Nom scientifique	Vladykov 1938-39	Lesage *et al.*[3]
		N = 107	N = 19
Poissons			
Lançon sp.	*Ammodytes sp.*	54	
Capelan	*Mallotus villosus*	50	5
Hareng Atlantique	*Clupea harengus*	2	5
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*	1	10
Gadidae (non-spécifié)			32
Morue Atlantique, Ogac	*Gadus morhua, Gadus ogac*	42	26
Motelle à quatre barbillons	*Enchelyopus cimbrius*		5
Aiglefin	*Melanogrammus aeglefinus*	2	
Merluche blanche	*Urophycis tenuis*	1	21
Poulamon atlantique	*Microgadus tomcod*	17	5
Plie rouge	*Pseudopleuronectes americanus*	6	5
Plie lisse	*Liopsetta putnami*	5	5
Plie grise	*Glyptocephalus cynoglossus*	1	
Raie épineuse et à queue de velour	*Raja senta & R. radiata*	6	
Limace sp.	*Liparis sp.*	4	5
Loquette d'Amérique et *Lycodes* sp.	*Macrozoarces americanus*	2	5
Chaboisseau/Cottidae	*Myoxocephalus* sp.	33	5
Grosse poule de mer	*Cyclopterus lumpus*	1	5
Sébaste sp.	*Sebastes* sp.		21

Nom français	Nom scientifique	Vladykov 1938-39	Lesage *et al.*[3]
		N = 107	N = 19
Grenadier (Macrouridae)	*Nezumia bairdii*		10
Grande lamproie marine	*Petromyzon marinus*	2	
Esturgeon noir	*Acipenser oxyrhinchus*	3	
Anguille d'Amérique[a]	*Anguilla rostrata*[a]		5[a]
Saumon Atlantique	*Salmo salar*	1	
Invertébrés			
Encornet rouge nordique	*Illex illecebrosus*	33	26
Pieuvre	*Bathypolypus bairdii*	20	5
Gastéropodes	*Buccinum undatum*	9	10
Décapodes	Decapoda	65	16
Amphipodes	Amphipoda	35	
Bivalve lamellibranches	Genres *Cystodaria/Mesodesma*	35	
Polychètes	*Neanthes (Nereis) virens*	60	47

[a] Otolithe trop usé pour identification certaine

Tableau 5. Variables considérées dans les différents types de modèles testés lors de l'exercice d'intégration.

		Type de modèle				
		Dynamique			Statique	Cluster
		Large échelle	Large échelle	Fine échelle	Large échelle	
	Variables	Présence/absence	Densité > 0	Densité > 0	Densité > 0	
Variables statiques	Bathymétrie	X	X		X	Moy + Var
	Classification pente	X	X		X	
	Classification granulométrie	X	X		X	
	Rétrodiffusion	X	X		X	Moy
	Contaminants	X	X		X	
	Trafic maritime	X	X		X	
	Probabilité occurrence de lançon	X	X		X	Moy
Variables dynamiques	Vitesse courant de marée (surface)	X	X	X	Moy	Moy + Var Min + Max
	Discontinuité du courant (fronts)	Distance [1]	Distance [1]	Distance [1]	% marée [3]	Moyenne % marée[3]
	Angle courant de marée (surface)	X	X	X		
	Phase de la marée	X	X	X[2]		
	Temps depuis la dernière marée haute à Pointe-au-Père	X	X	X[2]		

[1] Distance à la discontinuité la plus proche.
[2] Ces variables étant corrélées à cette échelle, nous avons testé les modèles incluant celles-ci séparément.
[3] Proportion du temps pendant laquelle le courant était classifié comme « Continu » au cours des cycles marées ayant cours pendant les inventaires aériens.

Tableau 6. Variables significatives caractérisant chaque groupe de zones de concentration de bélugas (tous âges confondus). Chaque variable spécifique à un groupe est comparée à la moyenne globale de cette variable obtenue en considérant toutes les zones de concentration ensemble.

Cluster 1	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Probabilité d'occurrence de lançon	0,25	0,18	0,08	0,11	< 0,001
Rétrodiffusion	-10,07	-9,21	2,19	2,45	0,032
Vitesse minimale du courant de surface	0,01	0,02	0,01	0,02	0,020
Vitesse maximale du courant de surface	2,12	2,39	0,33	0,59	0,005
Vitesse moyenne du courant de surface	0,68	0,77	0,10	0,16	< 0,001
Cluster 2	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Vitesse maximale du courant de surface	3,11	2,39	0,52	0,59	< 0,001
Vitesse moyenne du courant de surface	0,95	0,77	0,13	0,16	0,002
Rétrodiffusion	-6,67	-9,21	1,30	2,45	0,004
Discontinuités dans le flux du courant de surface	0,42	0,26	0,15	0,16	0,006
Variance de la vitesse du courant de surface	0,03	0,01	0,03	0,02	0,01
Probabilité d'occurrence de lançon	0,08	0,18	0,06	0,11	0,006
Cluster 3	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Variance de la bathymétrie	5293	755	191	1496	< 0,001
Vitesse minimale du courant de surface	0,05	0,02	0,02	0,02	0,002
Discontinuités dans le flux du courant de surface	0,04	0,26	0,005	0,16	0,048
Bathymétrie	-219	-68	45	55	< 0,001

Tableau 7. Variables significatives caractérisant chaque groupe de zones de concentration de jeunes bélugas. Chaque variable spécifique à un groupe est comparée à la moyenne globale de cette variable obtenue en considérant toutes les zones de concentration ensemble.

Cluster 1	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Probabilité d'occurrence de lançon	0,30	0,23	0,20	0,20	0,033
Rétrodiffusion	-10,54	-9,37	2,74	3,12	0,008
Variance de la vitesse du courant de surface	0,24	0,30	0,09	0,13	0,004
Vitesse maximale du courant de surface	2,04	2,27	0,38	0,53	0,002
Vitesse moyenne du courant de surface	0,73	0,81	0,13	0,19	0,002
Cluster 2	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Variance de la vitesse du courant de surface	0,50	0,30	0,04	0,13	< 0,001
Vitesse maximale du courant de surface	3,06	2,27	0,16	0,53	< 0,001
Vitesse moyenne du courant de surface	1,05	0,81	0,14	0,19	0,005
Rétrodiffusion	-5,67	-9,37	0,85	3,12	0,009
Cluster 3	Moyenne du groupe	Moyenne globale	Écart type du groupe	Écart type global	Valeur de p
Variance de la bathymétrie	5068	374	NA	1114	< 0,001
Vitesse minimale du courant de surface	0,15	0,04	NA	0,03	< 0,001
Bathymétrie	-143	-60	NA	33	0,012

FIGURES

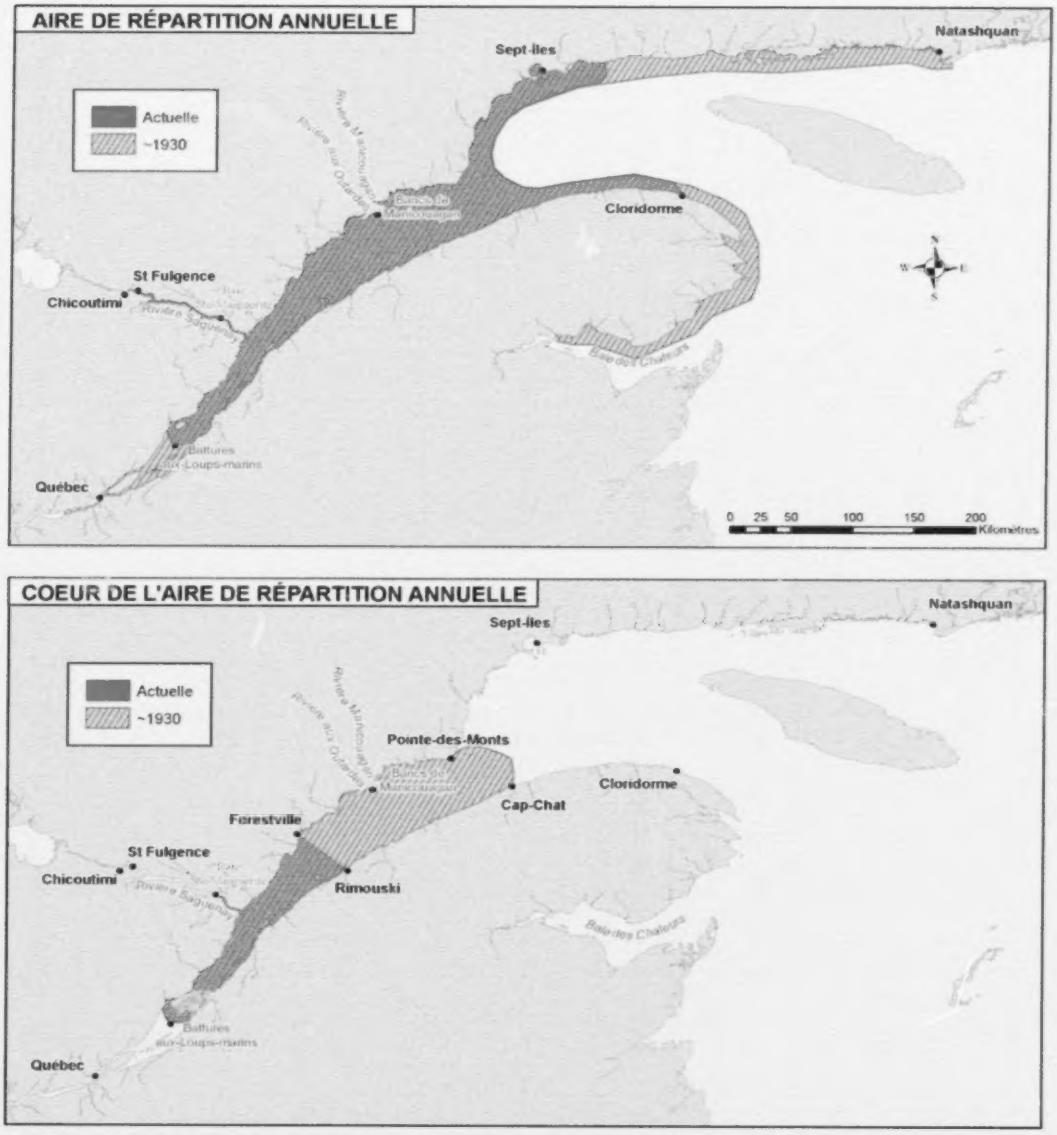

Figure 1. Aire totale et cœur de la répartition annuelle actuelle et historique (années 1930) des bélugas du Saint-Laurent (tiré de Mosnier et al. 2010, basé sur Michaud et al. 1990, Vladikov 1944).

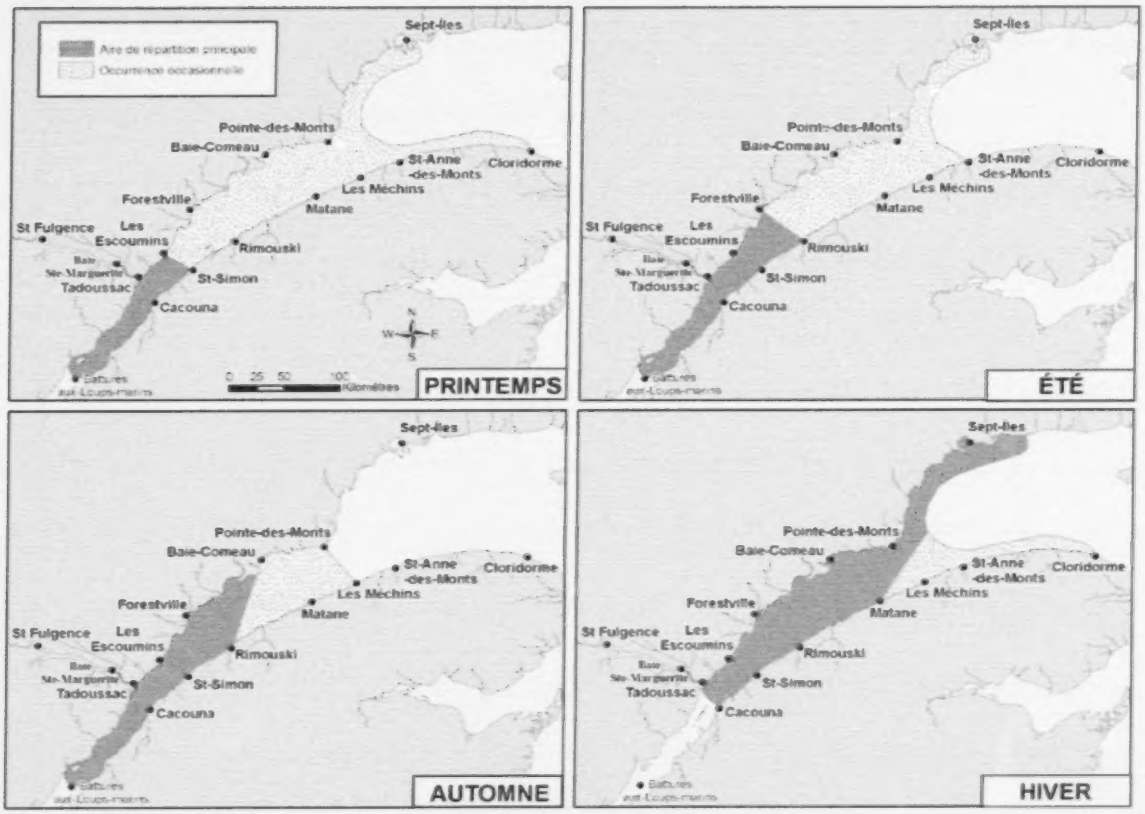

Figure 2. Variation saisonnière dans la répartition actuelle des bélugas du Saint-Laurent (tiré de Mosnier et al. 2010; basé sur Boivin et INESL 1990; Michaud et Chadenet 1990; Michaud et al. 1990; Sears et Williamson 1982).

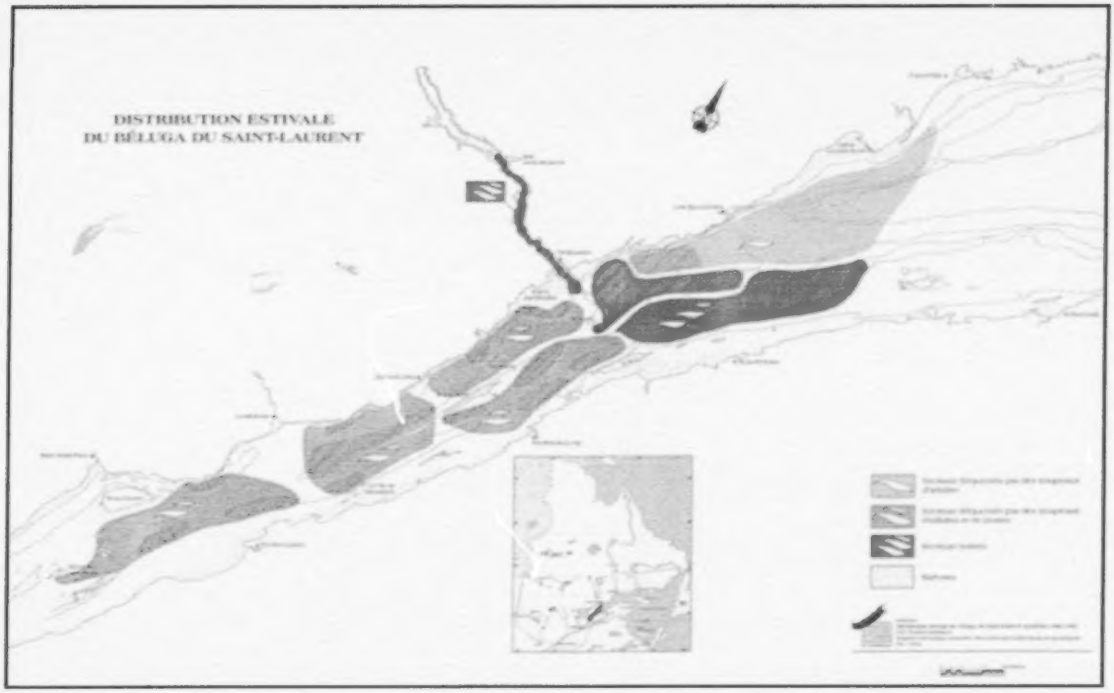

Figure 3. Répartition estivale des différents types de troupeau de beluga de l'estuaire du Saint-Laurent et localisation des zones de concentration (tiré de Michaud 1993).

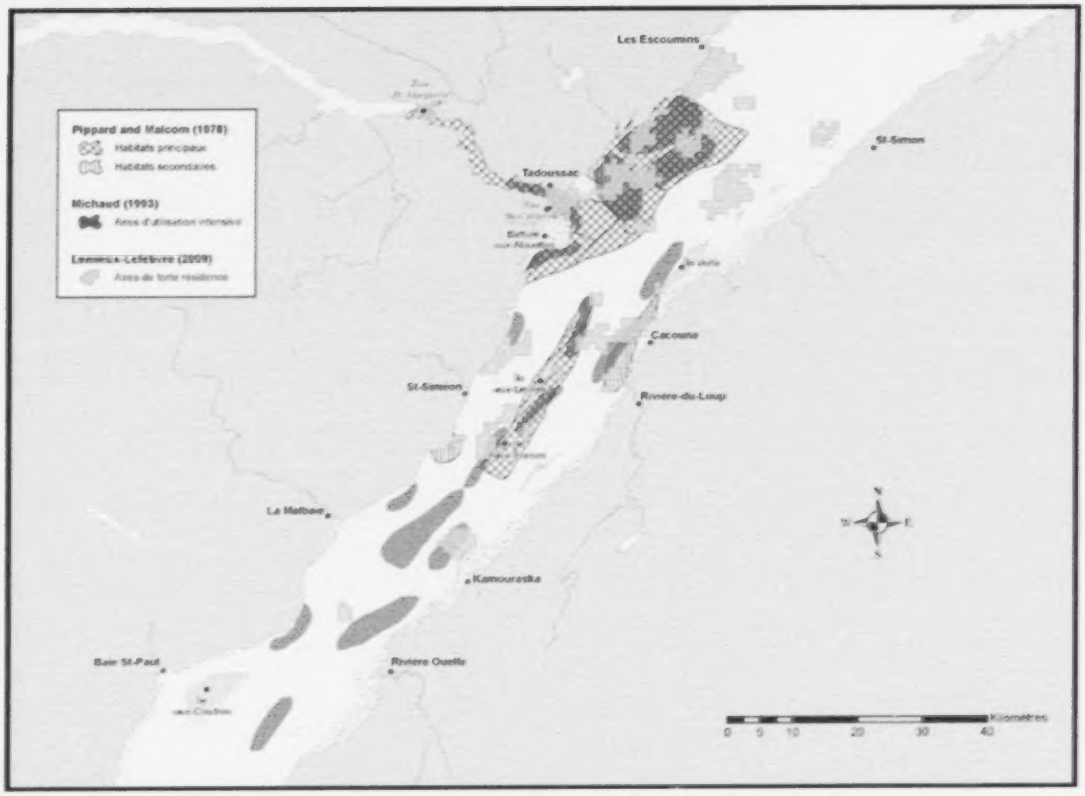

Figure 4. Superposition des zones d'utilisation régulières ou intensives identifiées par Pippard et Malcolm (1978), Michaud (1993) ou Lemieux Lefebvre et al. (2012) (tiré de Mosnier et al. 2010).

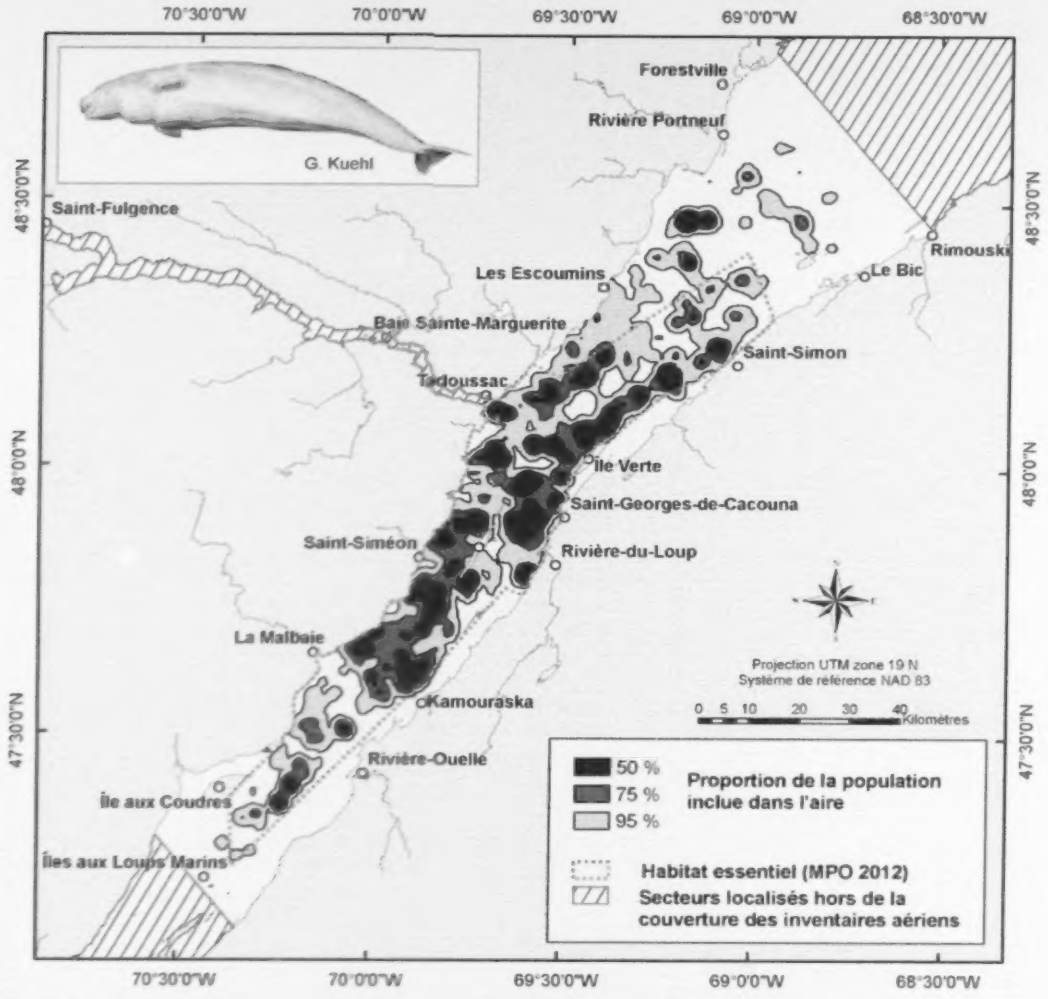

Figure 5. Aires contenant respectivement 50, 75 et 95 % de la population de béluga telles que définies par la méthode des kernels appliquée aux résultats de 35 inventaires aériens systématiques effectués de 1990 à 2009.

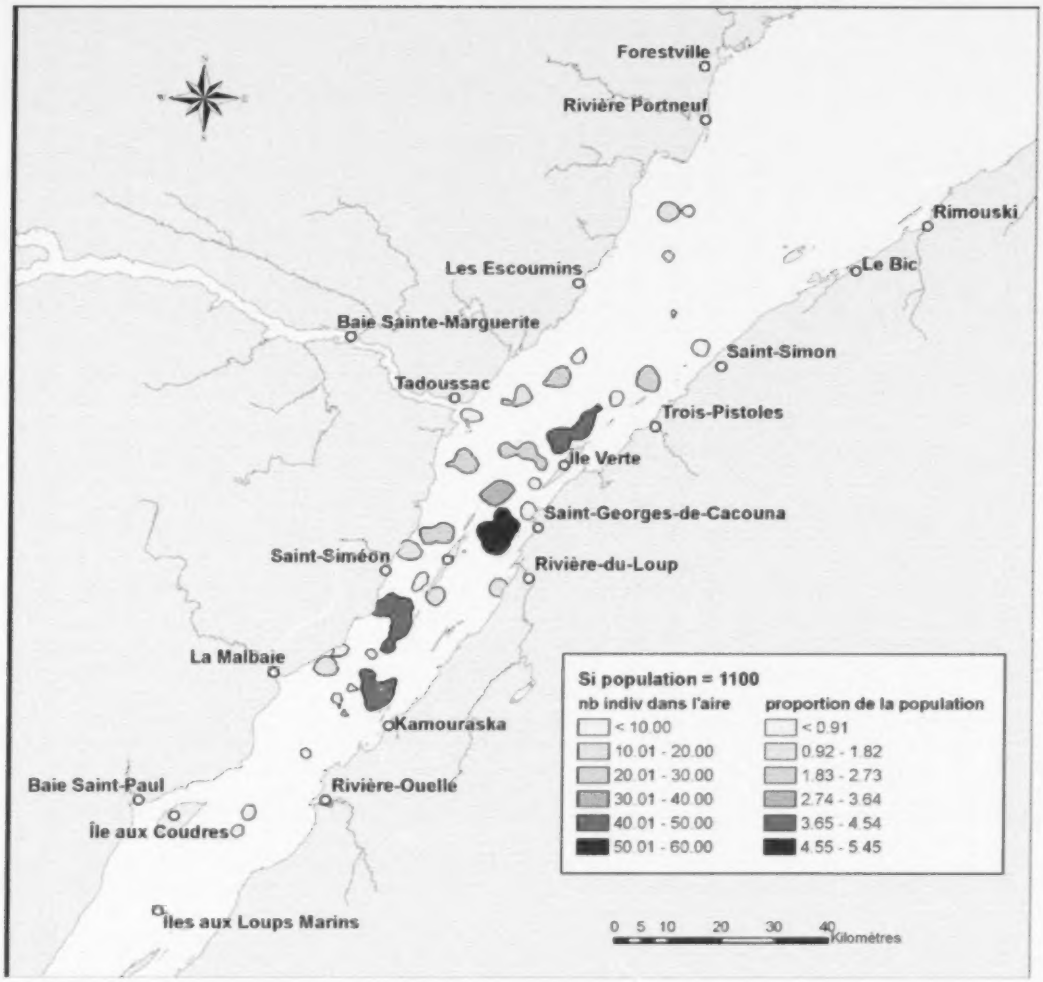

Figure 6. Aires contenant 50 % de la population représentée par 36 zones de concentrations et la proportion relative de la population comprise dans chacune de ces zones selon la méthode des kernels appliquée aux résultats de 35 inventaires aériens systématiques effectués de 1990 à 2009.

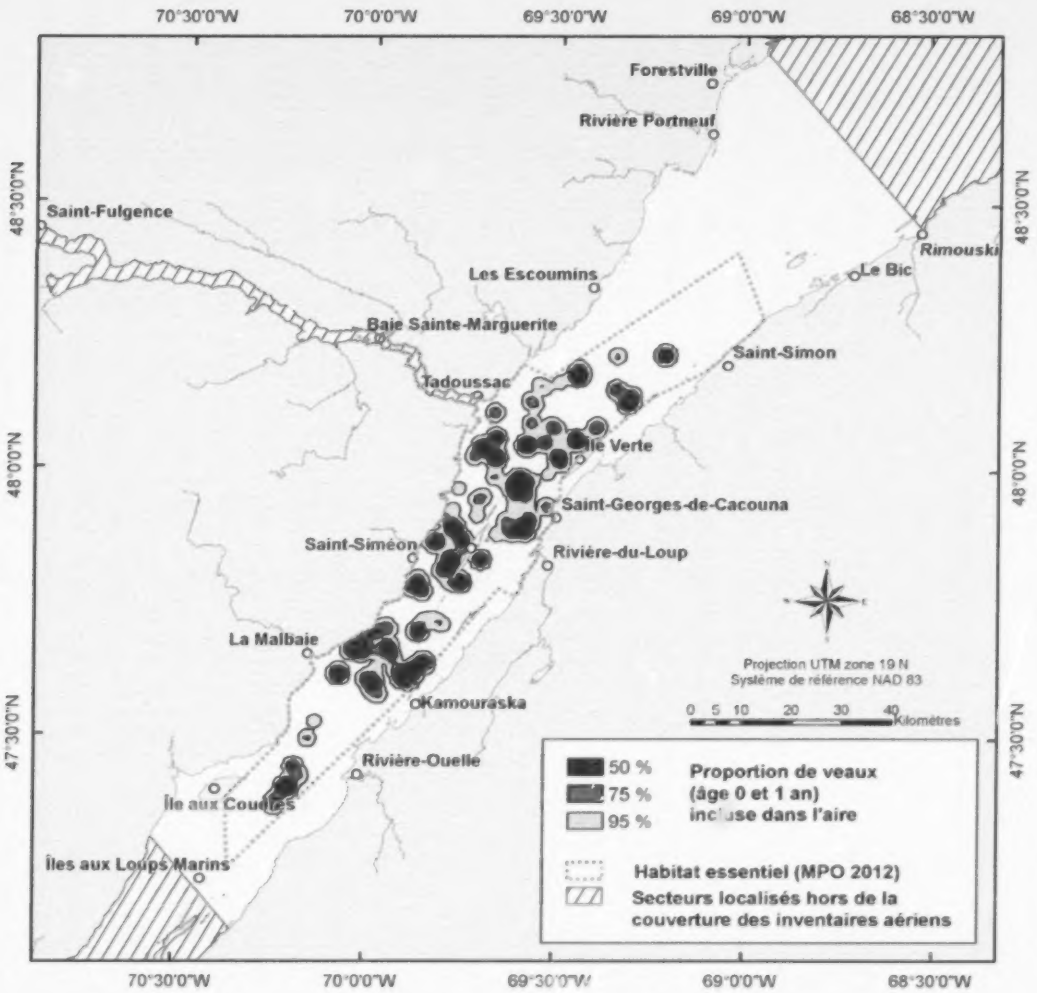

Figure 7. Aires contenant respectivement 50, 75 et 95 % de la population de veaux de béluga et de juvéniles telles que définies par la méthode des kernels appliquée aux observations de sept inventaires photographiques (1990, 1992, 1995, 1997, 2000, 2003, 2009).

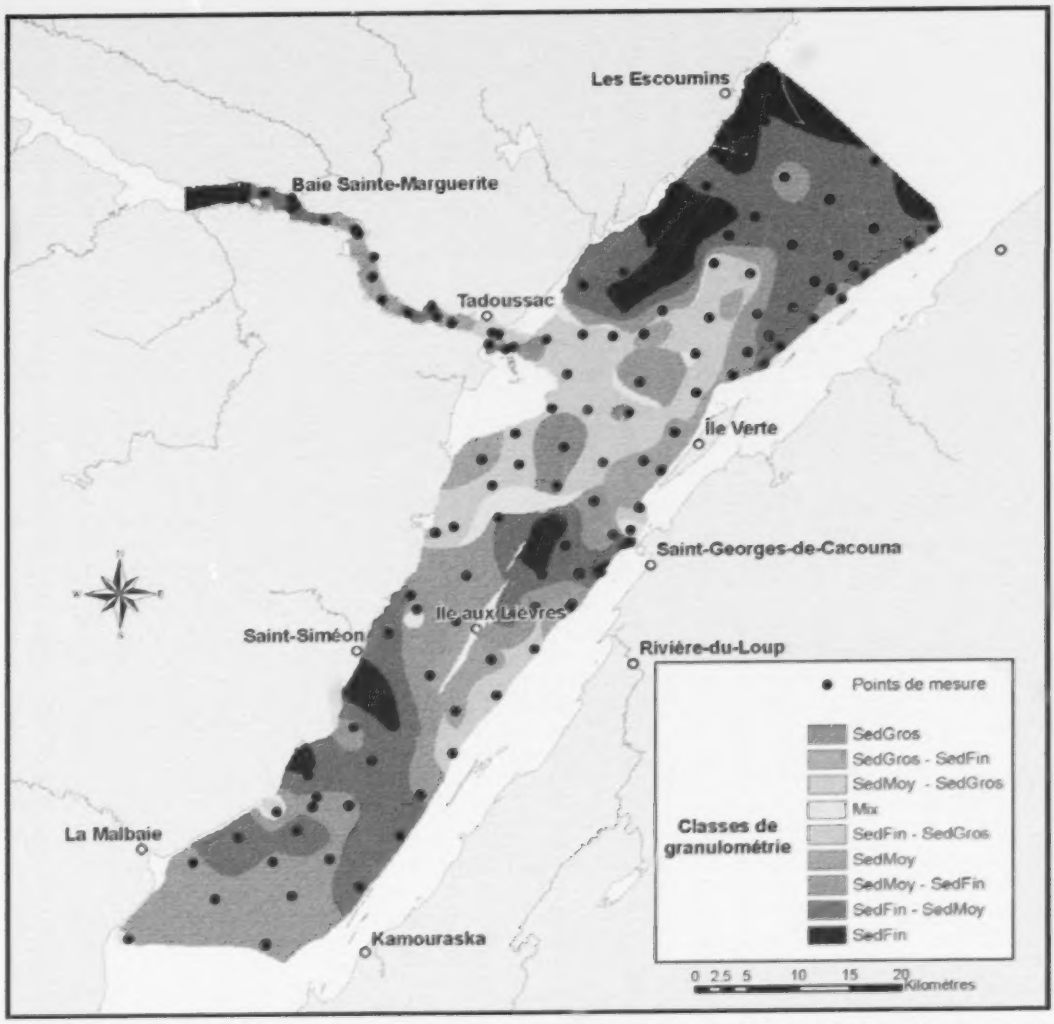

Figure 8. Classification des sédiments de surface de l'estuaire du Saint-Laurent adaptée de la classification de Shepard (1954) à partir de l'étude de caractérisation de l'habitat benthique réalisé par imagerie benthique remorquée entre 2008 et 2010 dans l'aire de répartition du béluga (Larocque et al.[1], données inédites).

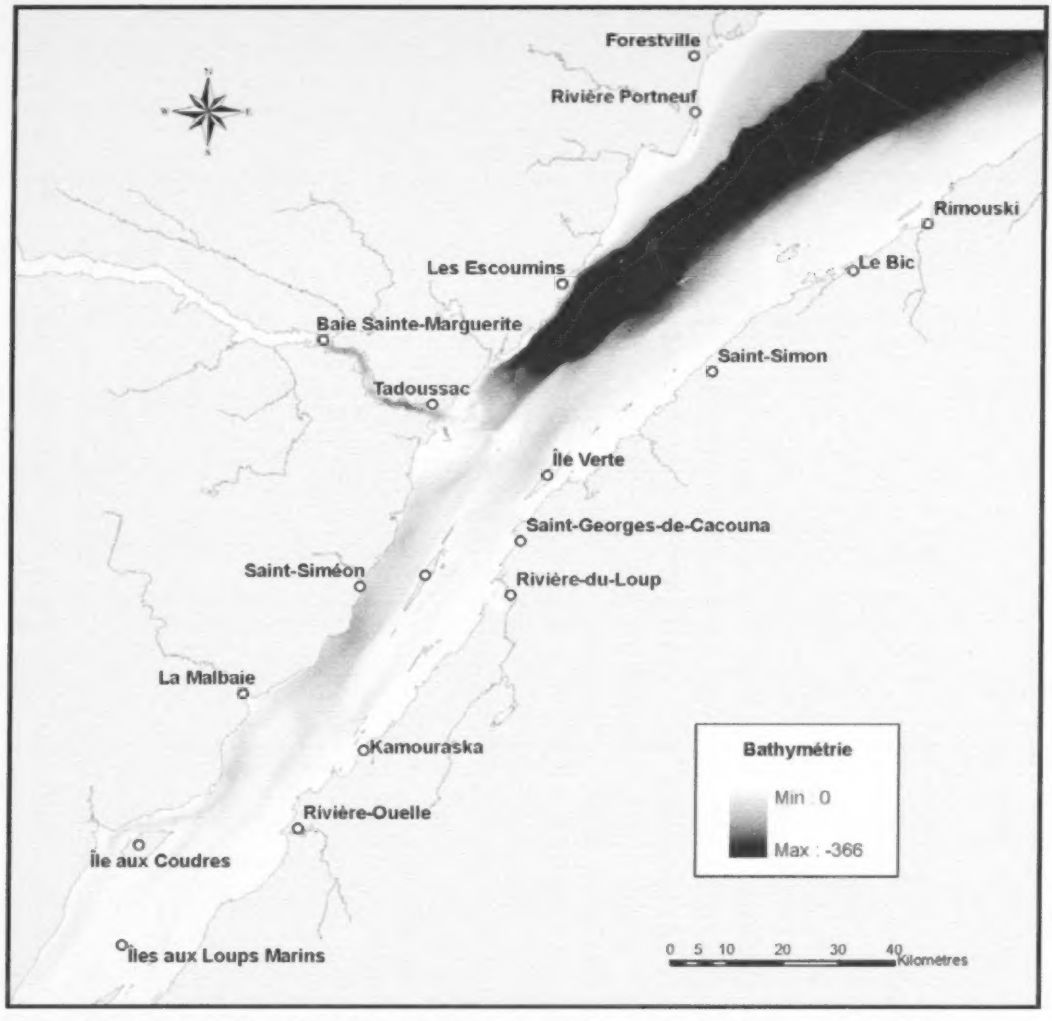

Figure 9. Carte de bathymétrie dans l'estuaire du Saint-Laurent réalisée par interpolation aux 50 m de données provenant de plusieurs sources ayant une résolution de 1 à 50 m (Service Hydrographique du Canada, Proulx S., Larocque, R., communications personnelles).

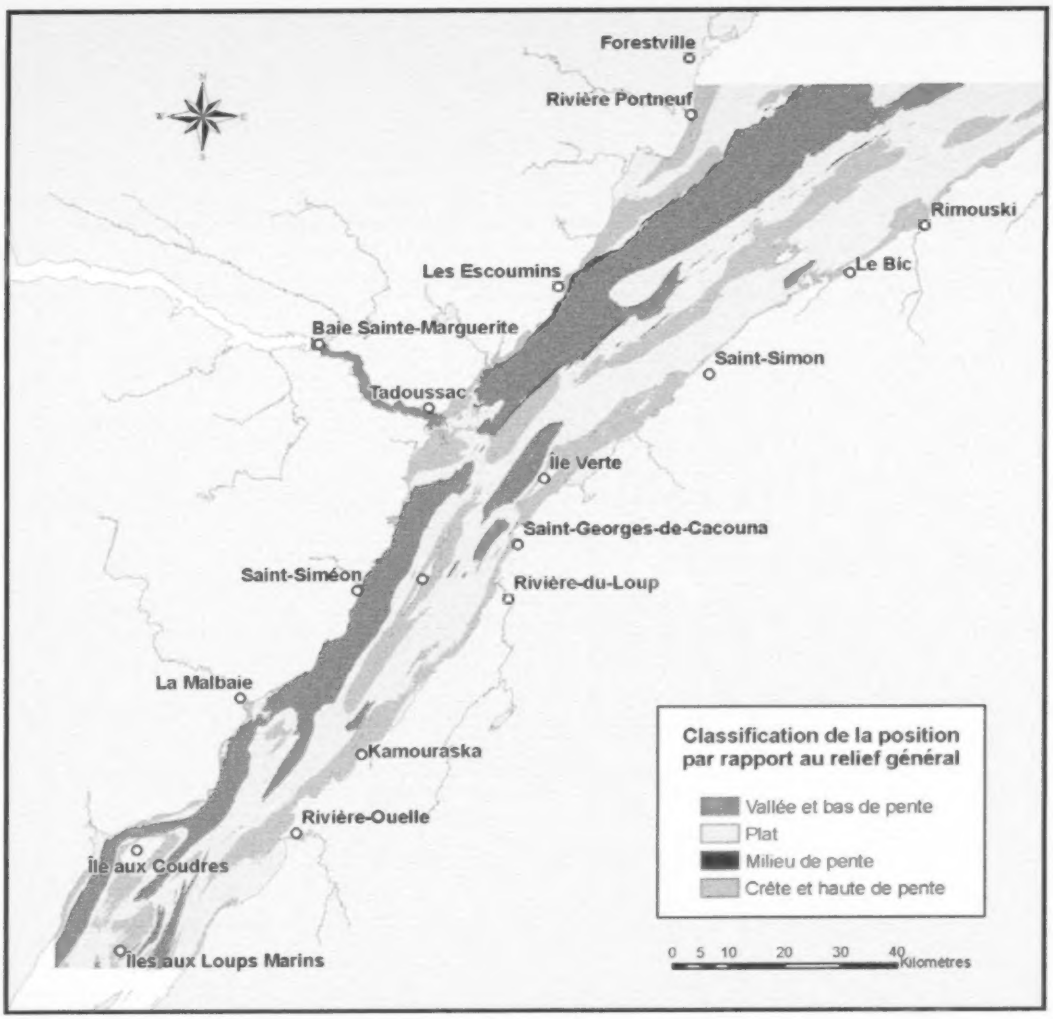

Figure 10. Classification du fond en fonction de sa position par rapport au relief général. Méthode adaptée de Jenness (2006).

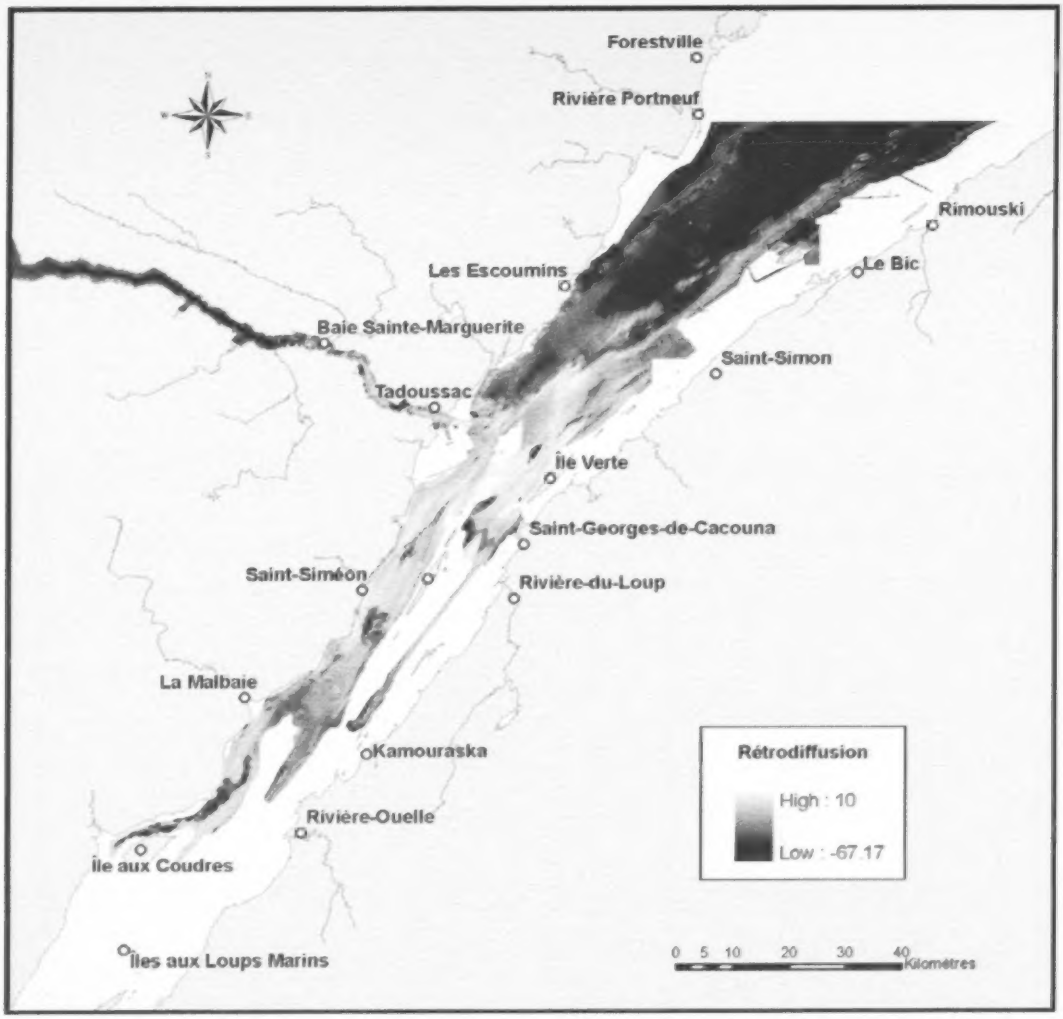

Figure 11. Intégration des signaux de rétrodiffusion issus des relevés multifaisceaux du Service Hydrographique du Canada réalisés entre 1997 et 2009. Le traitement des données brutes a été réalisé par Tekmap consulting en utilisant le programme MB-System (Caress et Chayes 2010) et des outils développés par Tekmap consulting.

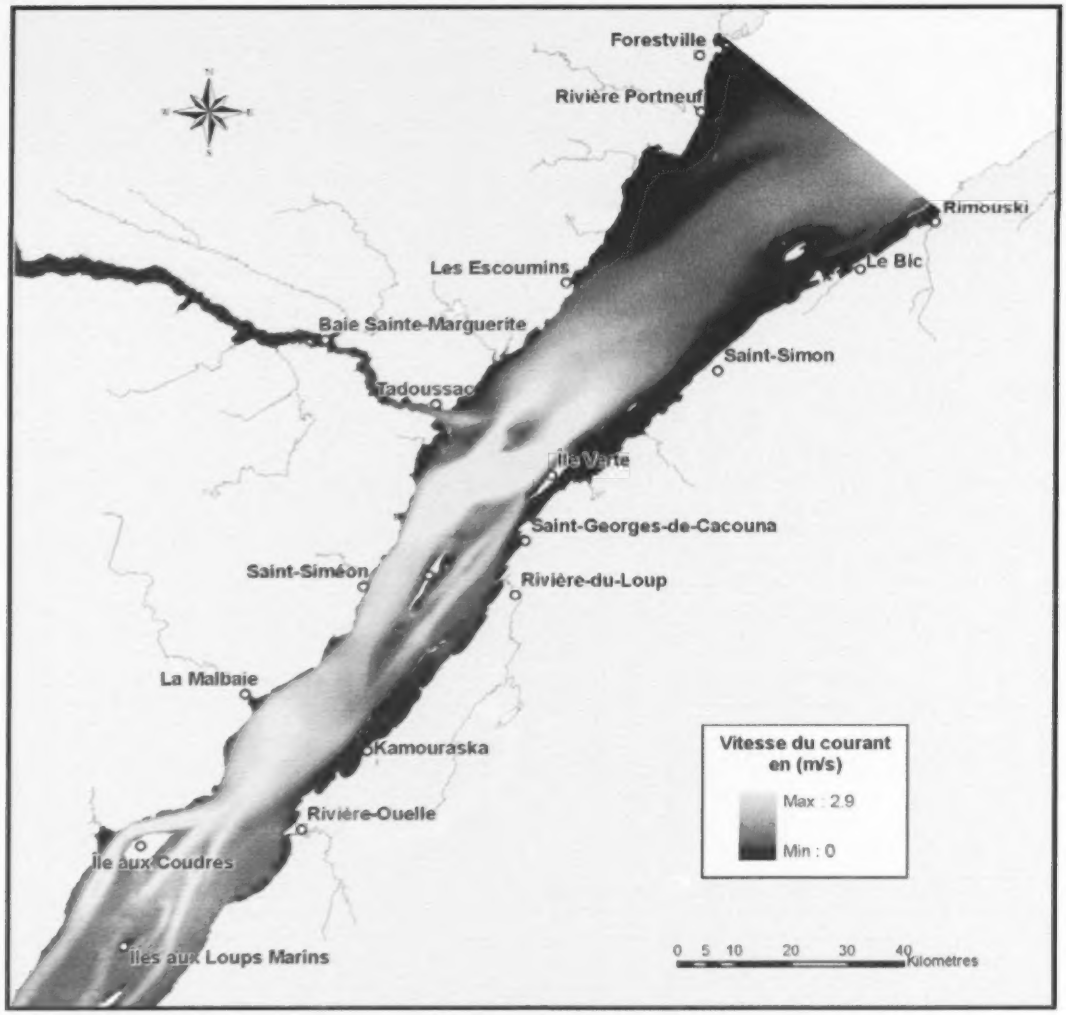

Figure 12. Exemple de représentation interpolée des données de vitesse du courant fournies par le modèle océanographique (Saucier et al, 1999 ; Saucier et Chassé 2000). Les points du modèle ne sont pas représentés, car ils sont trop denses à cette échelle (résolution spatiale 400 m, résolution temporelle 1 h).

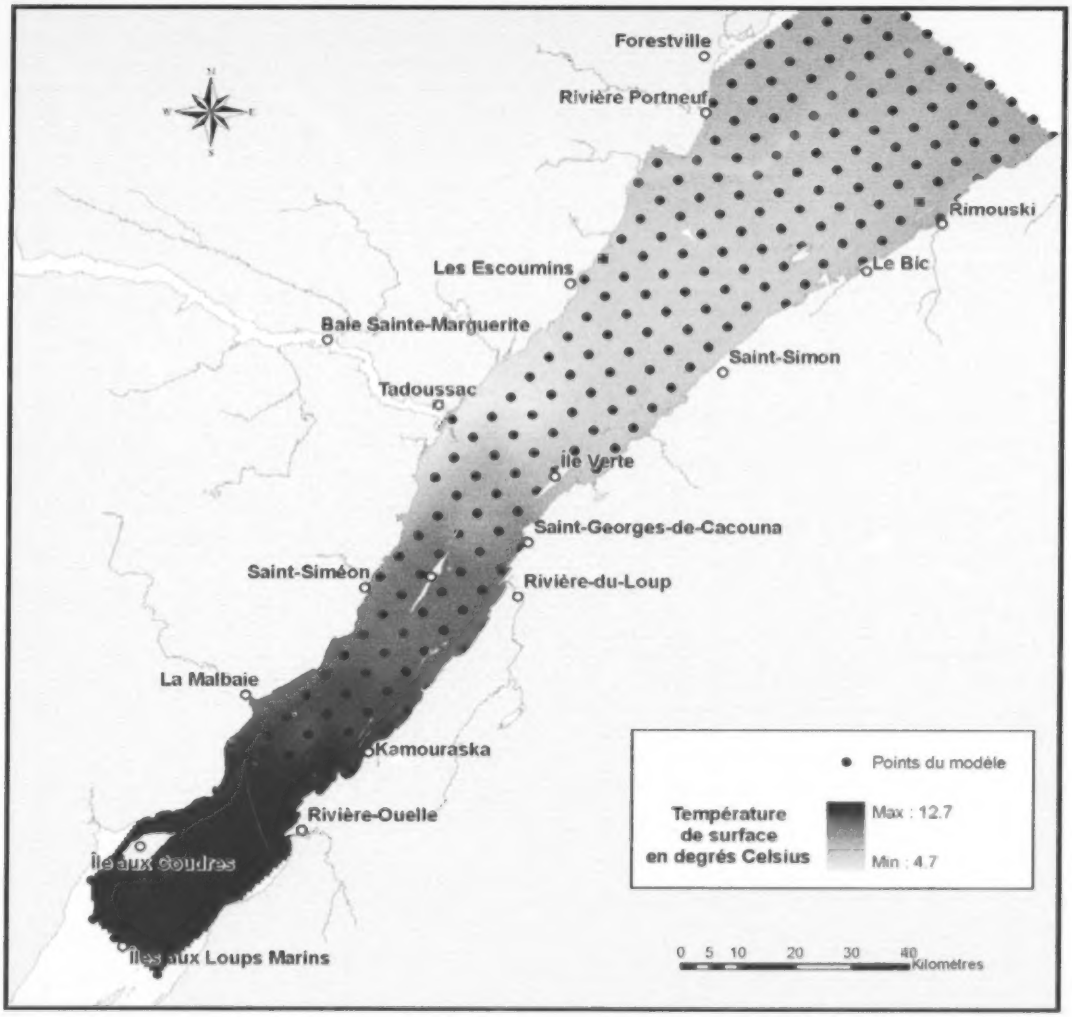

Figure 13. Exemple de représentation interpolée des données de température de surface fournies par le modèle océanographique (résolution spatiale 5 km, résolution temporelle 1 h; basé sur : Saucier et al. 1999 ; Saucier et Chassé 2000). Les données de température au fond étaient également disponibles.

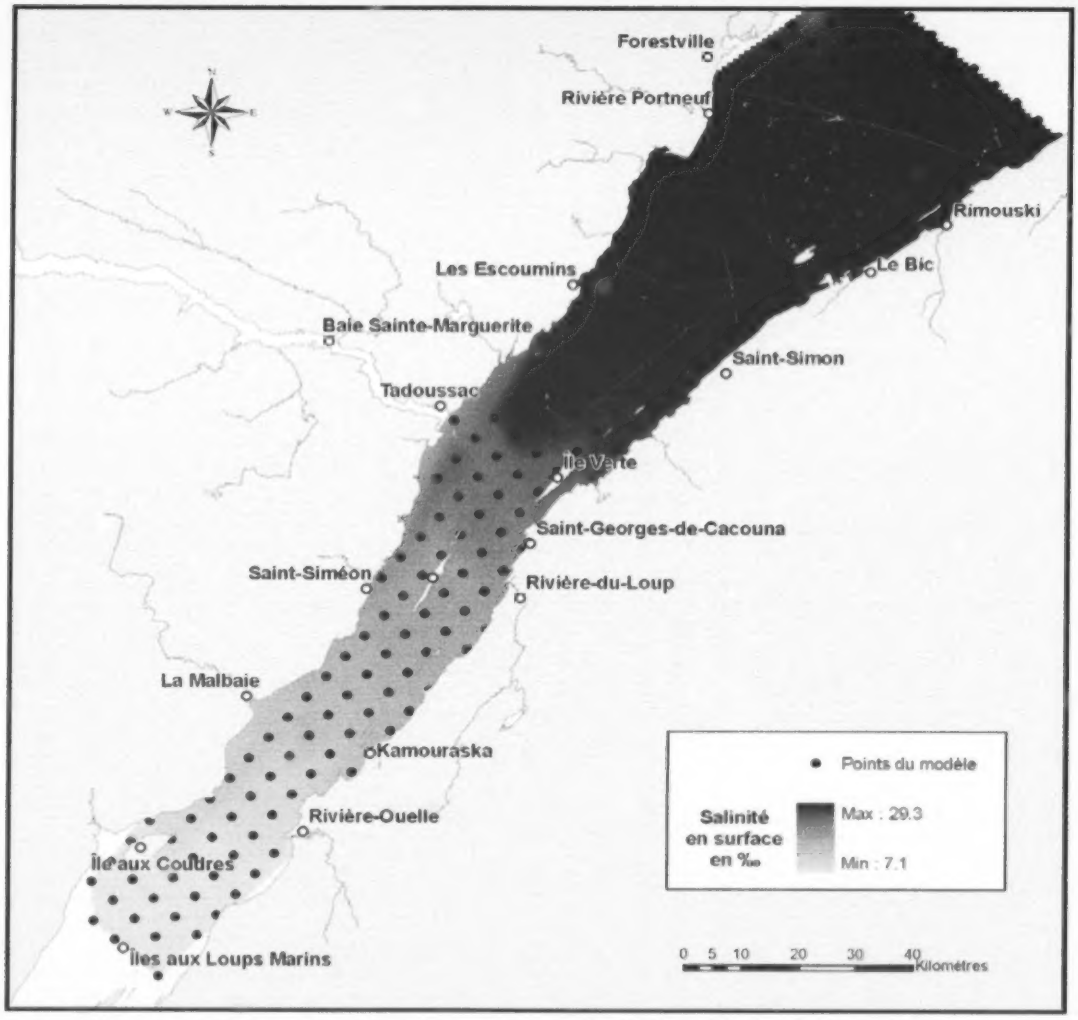

Figure 14. Exemple de représentation interpolée des données de salinité en surface fournies par le modèle océanographique (résolution spatiale 5 km, résolution temporelle 1 h; basé sur : Saucier et al. 1999 ; Saucier et Chassé 2000). Les données de salinité au fond étaient également disponibles.

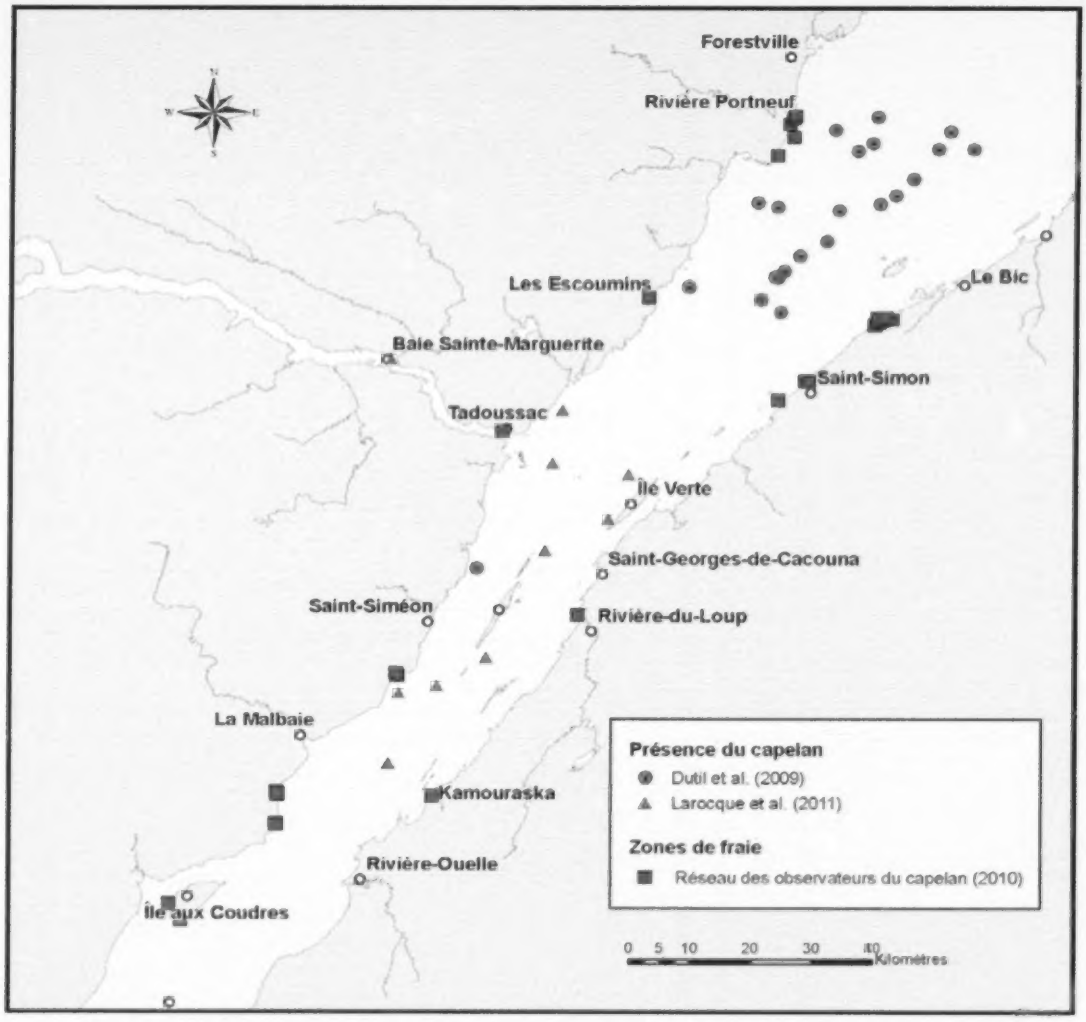

Figure 15. Données spatiales d'occurrence du capelan (Mallotus villosus) dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Sources : Dutil et al. (2009a) ; Larocque et al.[2], données inédites) ; Réseau des observateurs du capelan (2010).

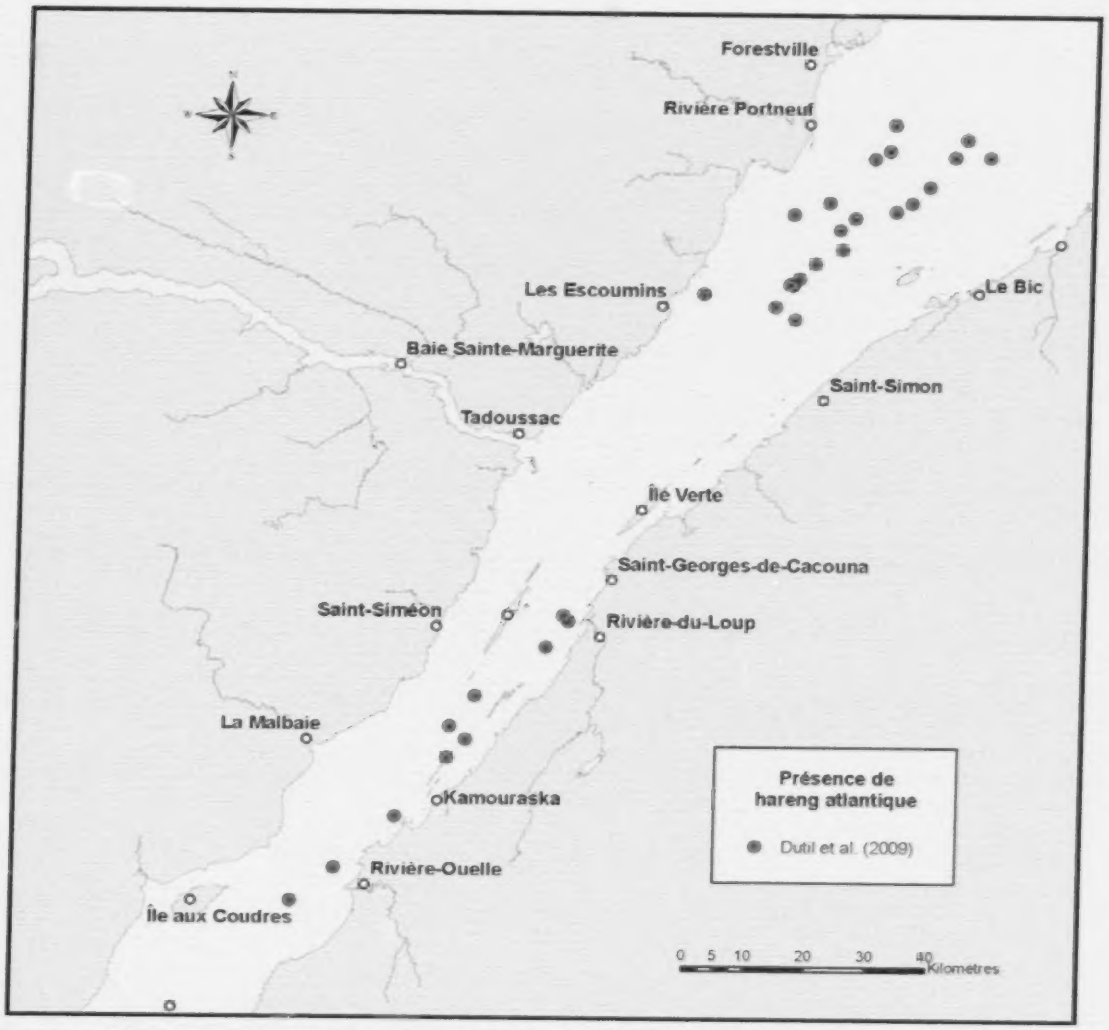

Figure 16. Données spatiales d'occurrence du hareng atlantique (Clupea harengus) dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Source : Dutil et al. (2009a).

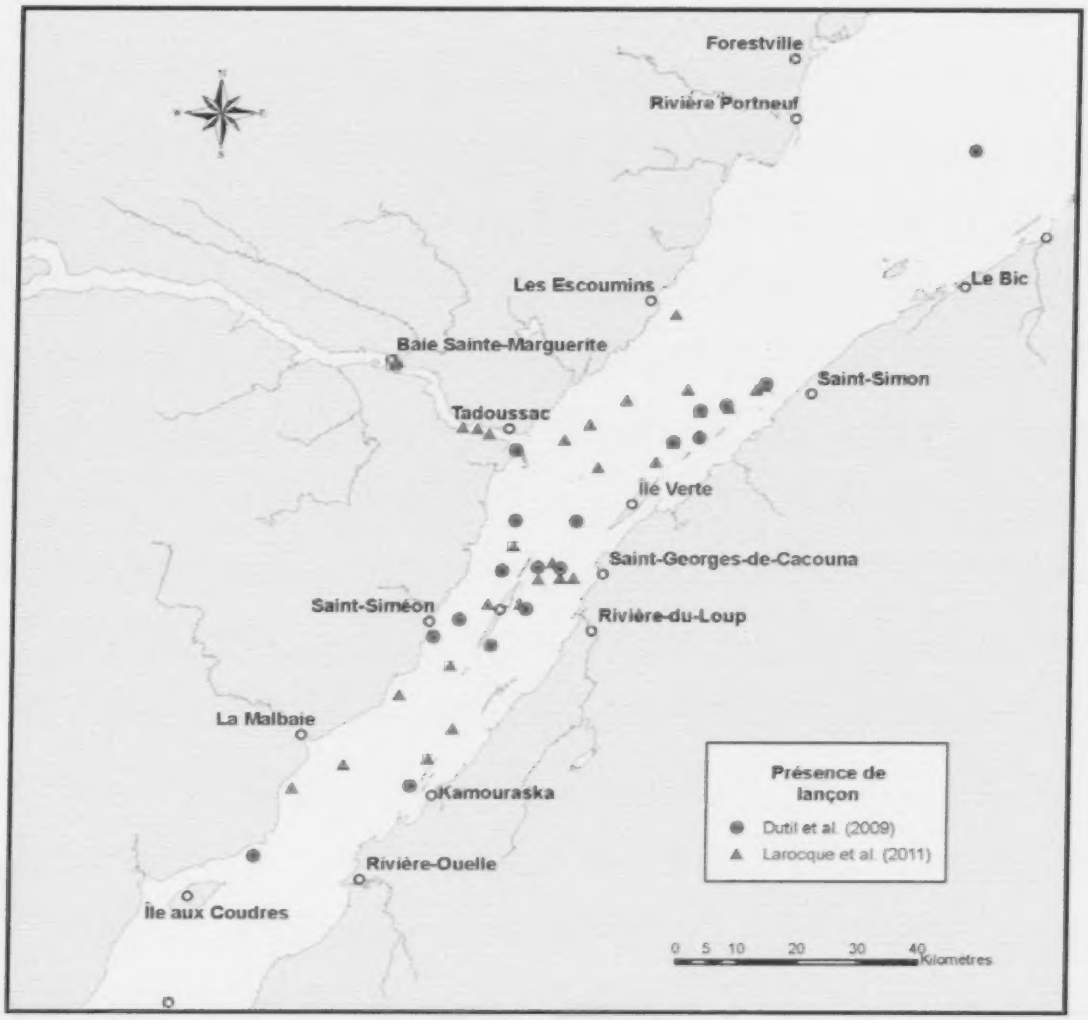

Figure 17. Données spatiales d'occurrence du lançon (Ammodytes americanus) dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Sources : Dutil et al. (2009a) ; Larocque et al.[1] (données inédites).

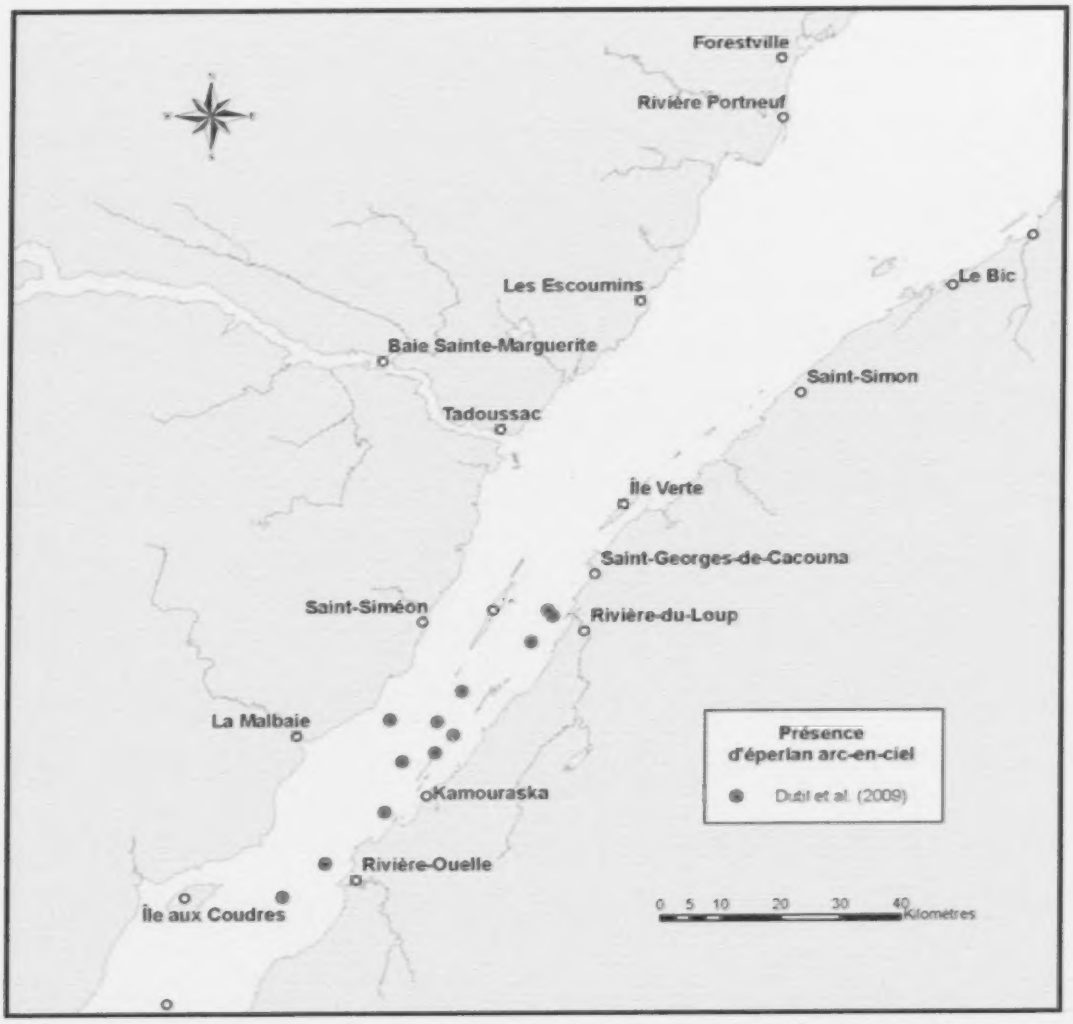

Figure 18. Données spatiales d'occurrence de l'éperlan arc-en-ciel (Osmerus mordax) dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Sources : Dutil et al. (2009a).

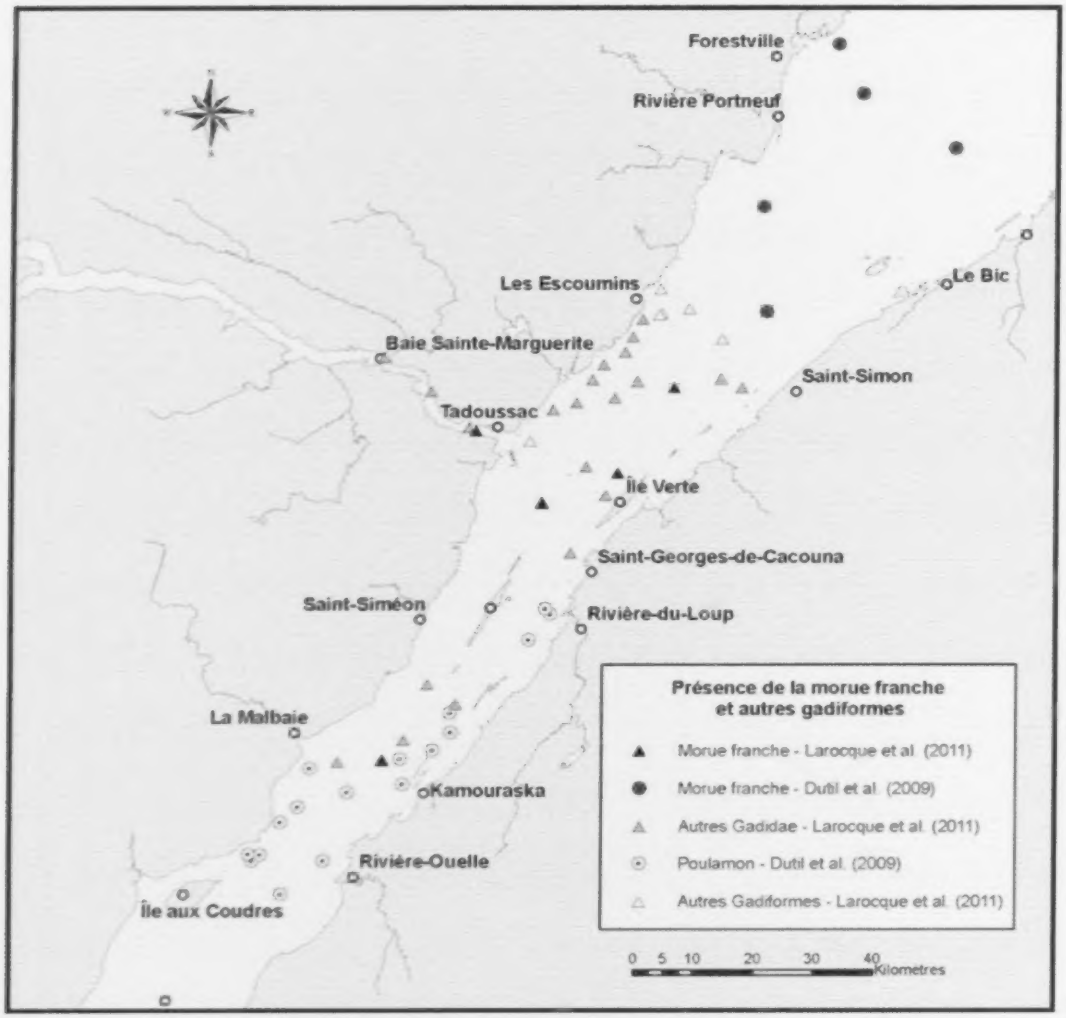

Figure 19. Données spatiales d'occurrence de la morue franche (Gadus morhua) et autres gadiformes dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Sources : Dutil et al. (2009a); Larocque et al.[1] (données inédites)

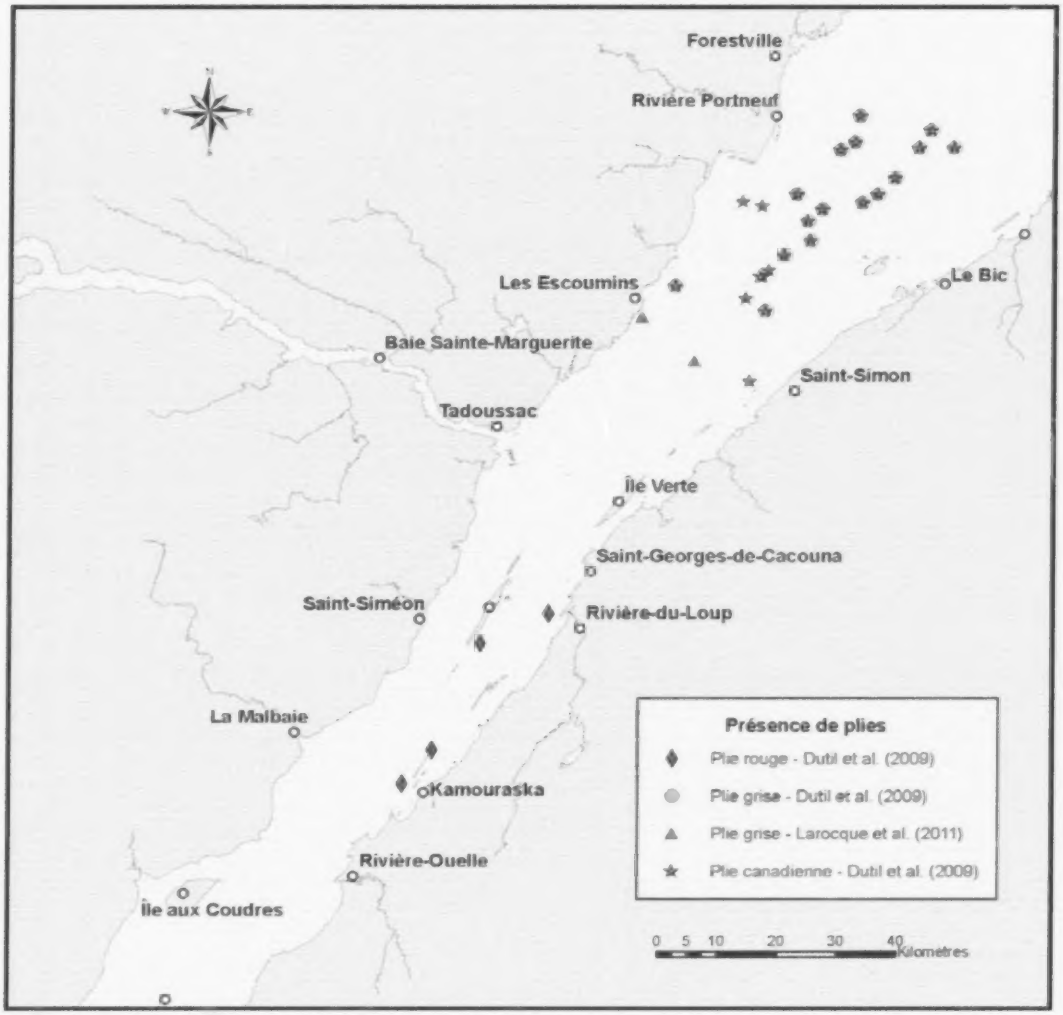

Figure 20. Données spatiales d'occurrence de plie rouge (Pseudopleuronectes americanus), de plie grise (Glyptocephalus cynoglossus) et de plie canadienne (Hippoglossoides platessoides) dans l'estuaire du Saint-Laurent et identification des sources de données. Sources : Dutil et al. (2009a) ; Larocque et al.[1] (données inédites).

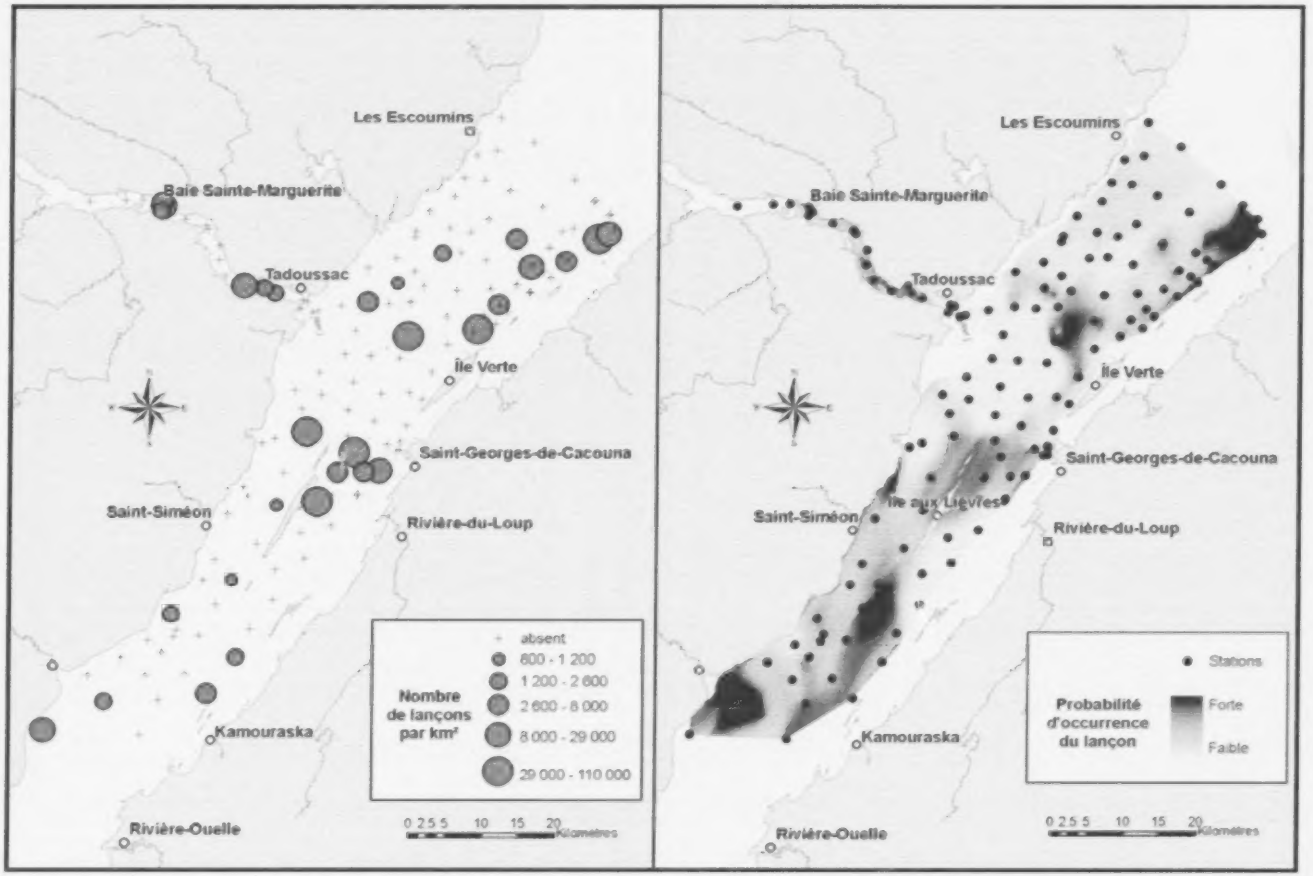

Figure 21. Exemple de résultats obtenus lors de la modélisation de l'occurrence d'une espèce (ici le lançon) à partir des données issues des campagnes de caractérisation de l'habitat benthique réalisé par imagerie tractée (Larocque et al.[1] (données inédites). La partie gauche de la figure représente les données d'abondance mesurées et la partie droite la probabilité d'occurrence modélisée.

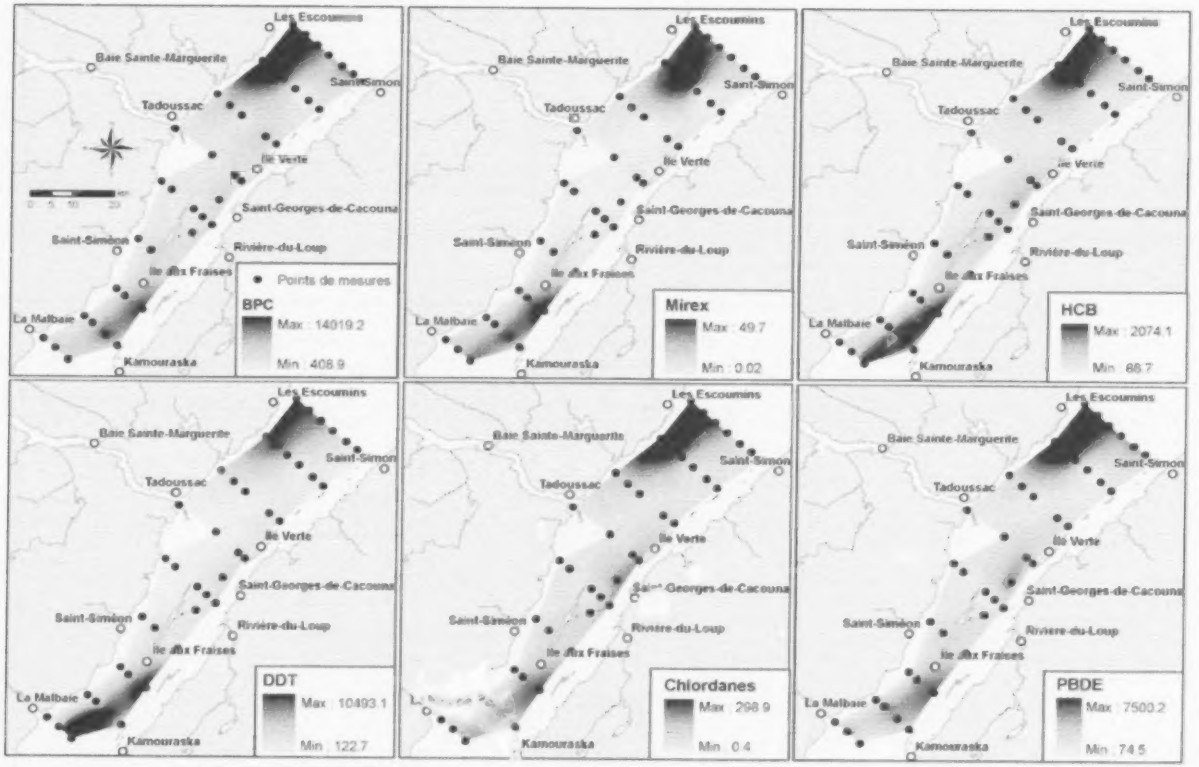

Figure 22. Résultats de l'interpolation spatiale des mesures de six types de contaminants présents dans la couche supérieure des sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent. Les données de concentrations sont en pg de contaminants/gramme de sédiment sec et sont issues de Lebeuf [6] (données inédites).

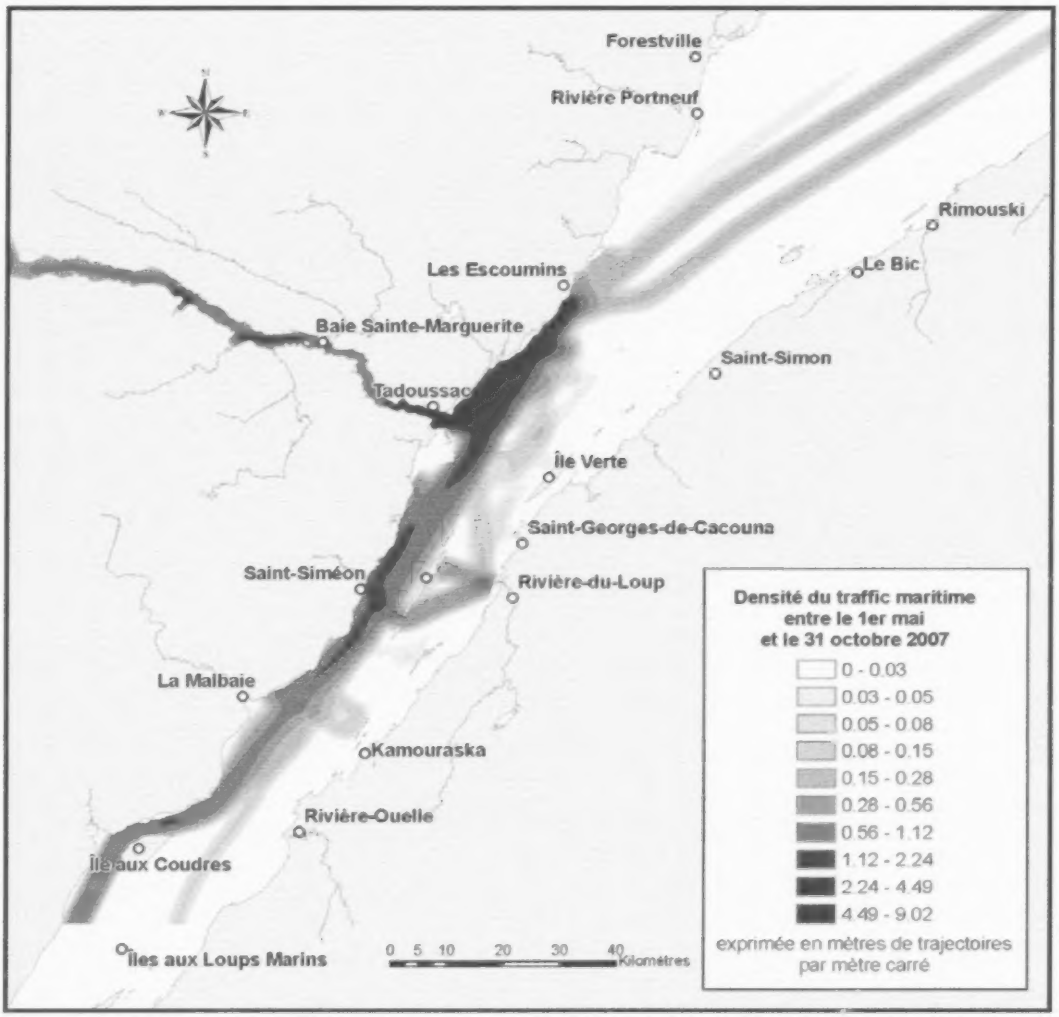

Figure 23. Densité des mouvements de tout le trafic maritime dans l'estuaire du Saint-Laurent entre le 1er mai et le 31 octobre 2007. Note : En 2007, le traversier Escoumins-Trois-Pistoles n'était pas en fonction. De plus, l'analyse visait à caractériser le trafic dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, certains mouvements comme ceux du traversier Rimouski-Forestville sont absents de cette représentation du trafic. Source : Chion et al. (2009).

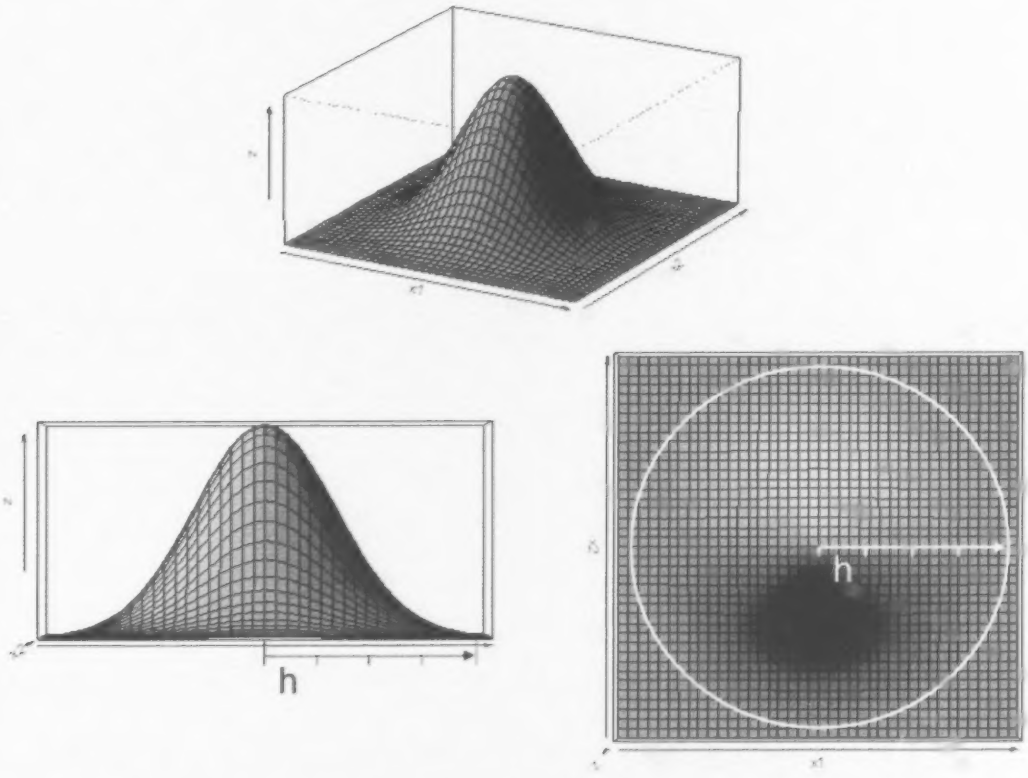

Figure 24. Représentation en trois dimensions, de côté et de dessus du volume de densité autour de la position d'une observation utilisée pour la méthode des kernels utilisant un facteur de lissage, h, de 926 m permettant de limiter la zone d'influence d'une observation à la région comprise entre les transects adjacents.

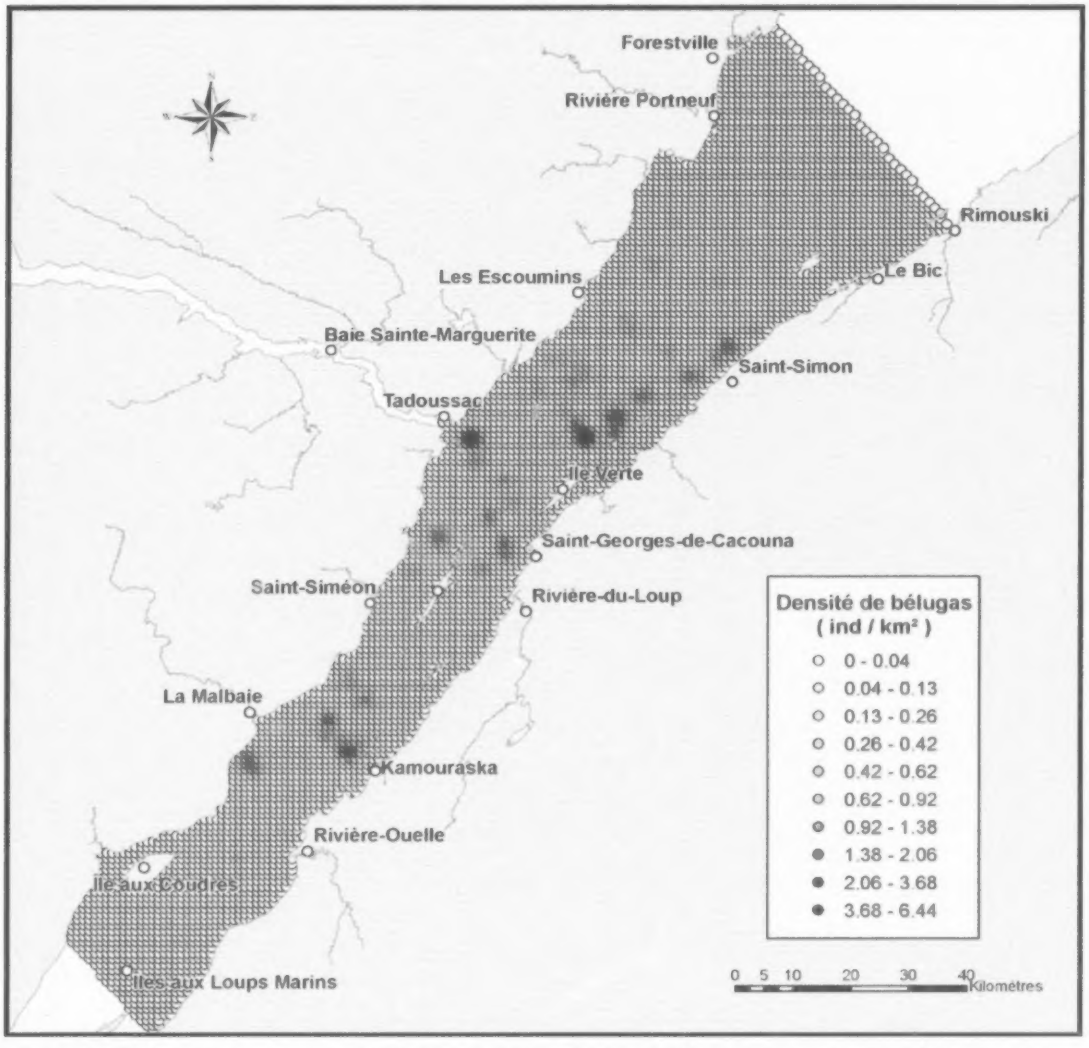

Figure 25. Exemple de densité de bélugas estimée par la méthode des kernels fixes à partir d'un inventaire aérien. Chaque point représente le centre d'une cellule de 1000 x 1000 mètres de la grille apposée sur l'aire de répartition estivale des bélugas du Saint-Laurent.

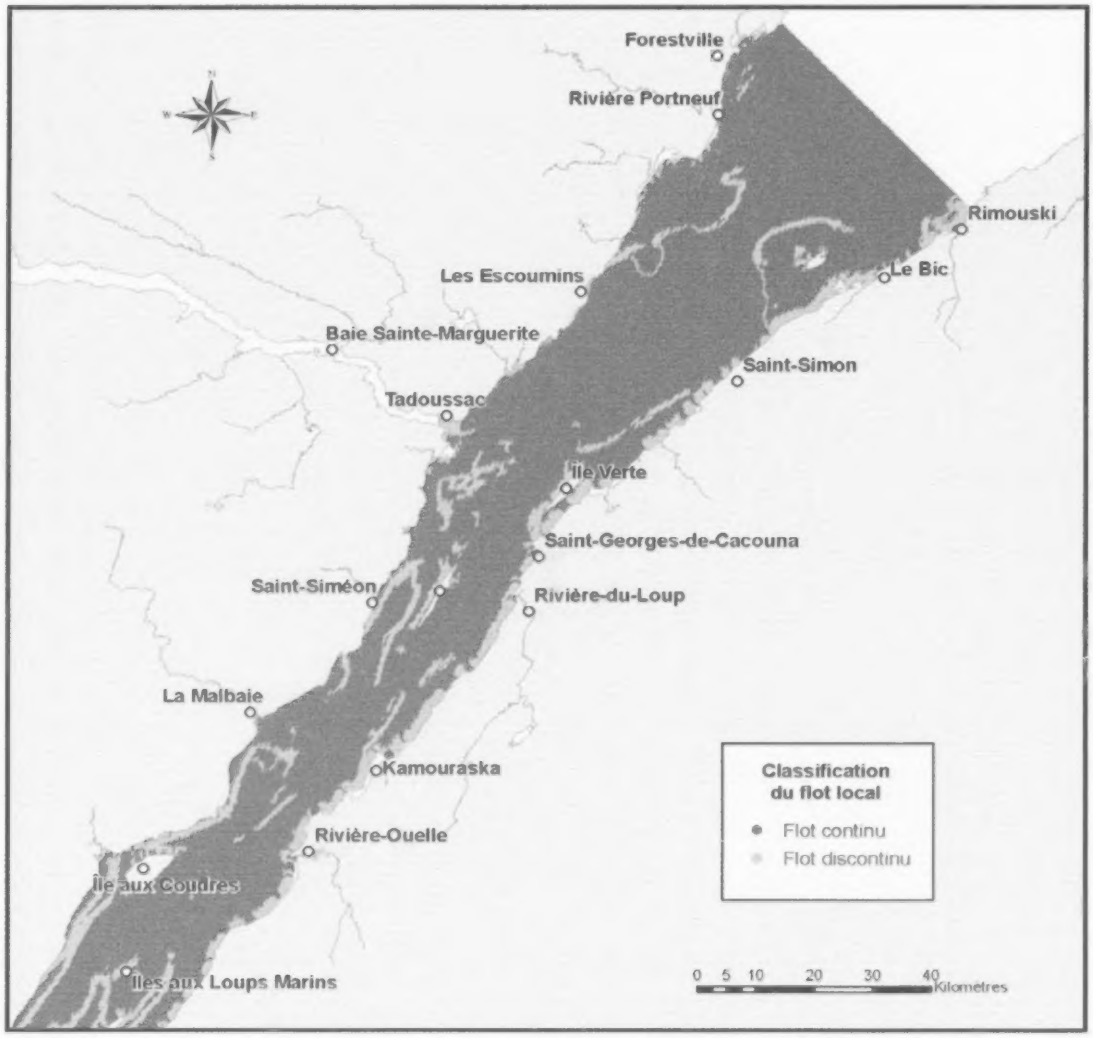

Figure 26. Exemple de cartographie des discontinuités de courant de surface classifiées à partir d'une prédiction du modèle océanographique à 400 m de résolution horizontale. Les différences entre les vecteurs de courant sont évaluées dans un cercle de 500 mètres de rayon autour de chaque point.

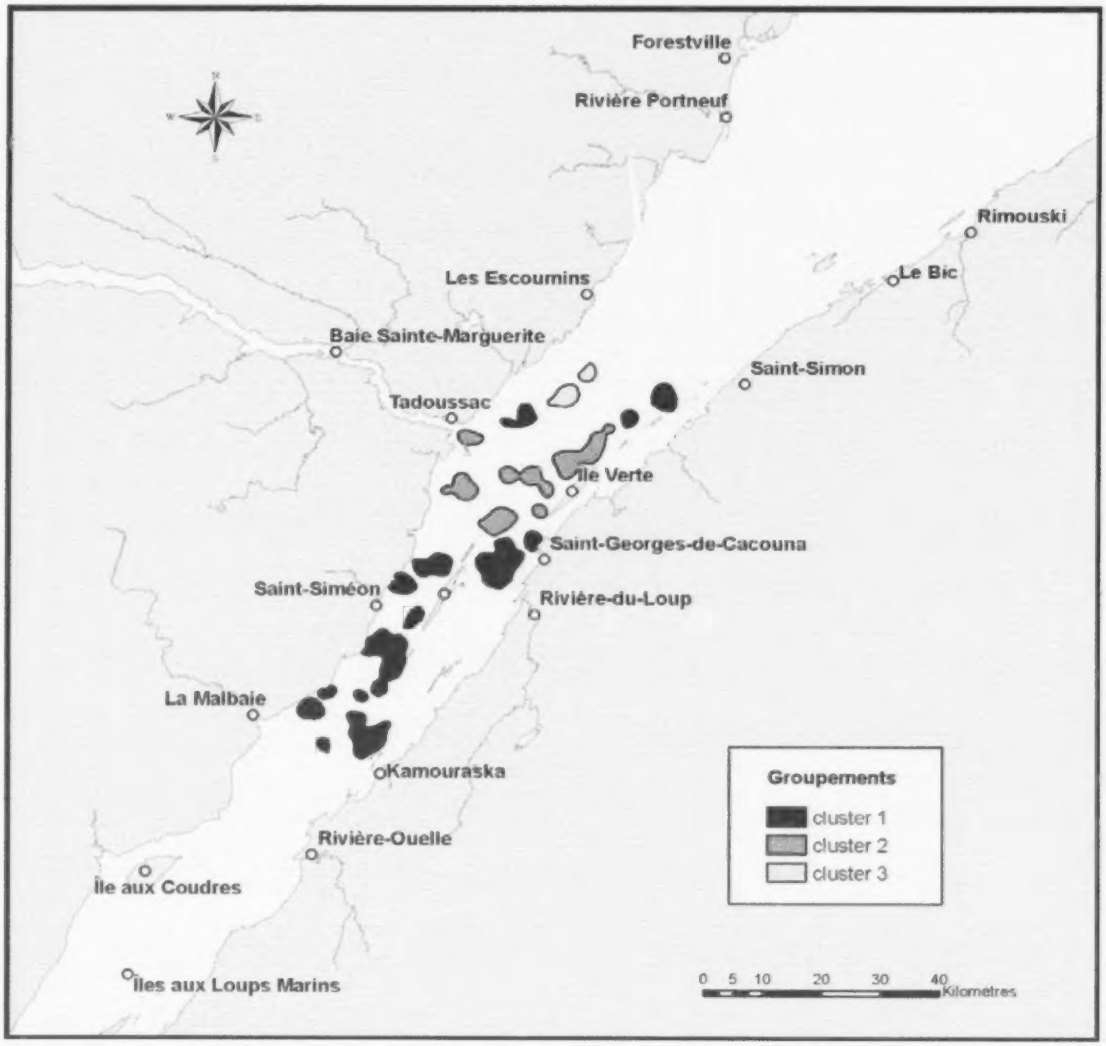

Figure 27. Résultat des analyses de groupement réalisées sur les caractéristiques environnementales des différentes zones de concentration de béluga. Les données environnementales ont été extraites à partir de la même grille utilisée pour les analyses précédentes (grille composée de cellules de 1000 x 1000 mètres). Seules les zones qui étaient représentées par au moins 3 points ont été conservées.

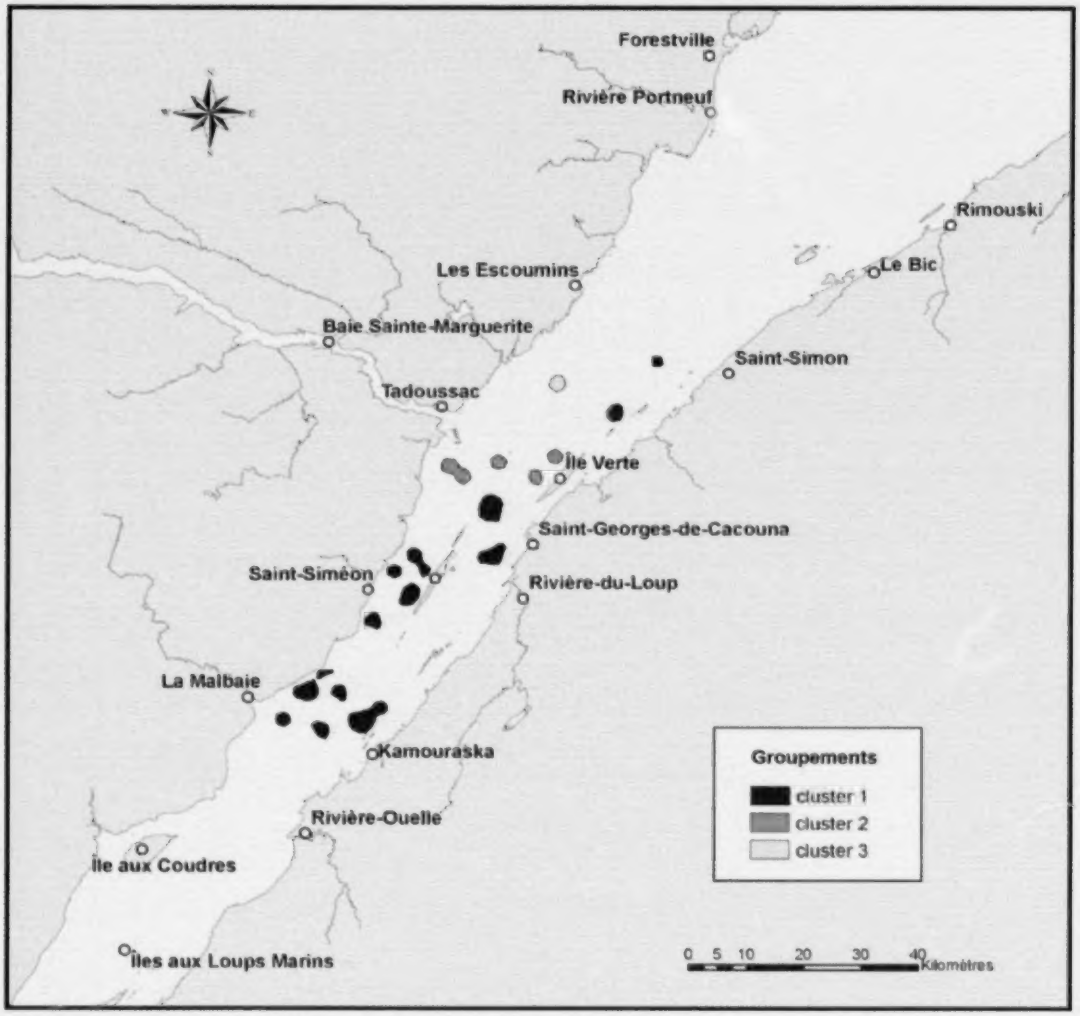

Figure 28. Résultat des analyses de groupement réalisées sur les caractéristiques environnementales des différentes zones de concentration des jeunes bélugas uniquement.

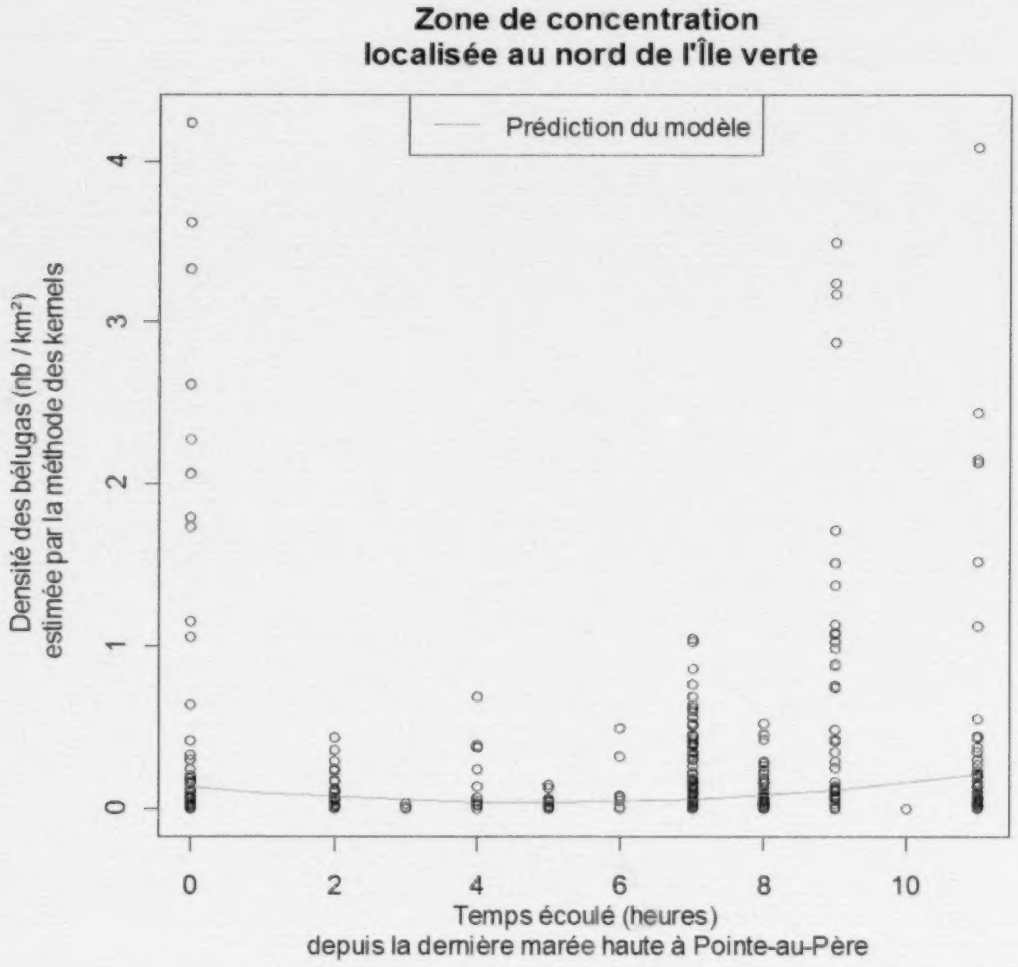

Figure 29. Variation des densités de béluga dans la zone de concentration située au nord de l'Île verte (Figure 27) en fonction du temps écoulé depuis la dernière marée haute à Pointe-au-Père. Les densités de bélugas ont été estimées par la méthode des kernels. Le décalage de marée entre cette zone et Pointe-au-Père est d'environ trente minutes.

ANNEXE 1

DÉTAILS MÉTHODOLOGIQUES

Analyses d'utilisation de l'habitat par les bélugas du saint-laurent

Densité de bélugas et variables environnementales

L'utilisation des densités estimées par la méthode des kernels en tant que variable à expliquer lors des analyses d'utilisation de l'habitat présentait plusieurs avantages. La méthode des kernels nous a permis d'obtenir une mesure continue de l'intensité d'utilisation sur la totalité de l'aire de répartition des animaux. De plus, cette méthode permet de réduire l'impact des erreurs de localisation et d'éliminer les problèmes liés à l'indépendance des points (Marzluff *et al.* 2004; Millspaugh *et al.* 2006).

Les données environnementales statiques disponibles sous forme de raster (bathymétrie, classification du relief du fond, classification du fond basé sur la granulométrie, occurrence d'espèce proie (i.e. lançon), concentration de contaminants dans le sédiment, intensité de navigation), ont été associés aux valeurs de densité de bélugas à l'aide d'ArcGIS 9.2 sur une grille d'intégration de 1000 m par 1000 m couvrant toute leur aire de répartition. Les données dynamiques (vitesse du courant, angle du courant et phases de marée) ont quant à elles été extraites en utilisant des scripts spécifiques écrits dans le langage de programmation R (R Development Core Team 2011).

Analyses de groupement

Afin de tester si les différentes « aires de concentration » (i.e. les aires les plus denses incluant 50 % de la population totale de l'estuaire du St-Laurent) pouvaient être regroupées en se basant sur des caractéristiques environnementales communes, nous avons appliqué une analyse de groupement hiérarchique sur les composantes principales (« Hierachical Clustering on Principle Components », HCPC, Husson *et al.* 2010a). Dans un premier temps, une analyse en composante principale (ACP) est effectuée pour décomposer la variabilité mesurée dans l'ensemble des variables potentiellement corrélées décrivant les aires de concentration en composantes orthogonales non corrélées. Ensuite, une classification hiérarchique ascendante basée sur les résultats de l'ACP est utilisée pour obtenir les différents groupes. Les calculs ont été réalisés en utilisant les fonctions « PCA » et « HCPC » du package FactoMineR (Lê *et al.* 2008, Husson *et al.* 2011) dans R (R Development Core Team 2011). Le dendrogramme a été construit en utilisant les distances euclidiennes entre les paires d'observations et le critère de Ward (Ward 1963). Le partitionnement se faisait selon la plus grande perte relative d'inertie entre n et n+1 groupes. Finalement, une analyse des k-moyennes (« k-means ») servait à s'assurer de la classification correcte des observations (Husson *et al.* 2010b). Un test de t de Student était utilisé pour comparer les valeurs moyennes des variables continues dans chaque groupe à la moyenne générale.

Modèles statiques

Choix et structure du modèle

Dû à l'utilisation de la méthode des kernels normaux bivariés pour estimer les densités de bélugas (Worton 1989), les valeurs montrent une forte autocorrelation spatiale (Figure 30). Dans ce cas, l'utilisation de la méthode des moindres carrés (« Ordinary Least Squares »; OLS) pour estimer les valeurs des paramètres d'une régression linéaire peut-être statistiquement inefficace, ou même conduire à des inférences trompeuses (Judge *et al.* 1985, p 278). Les calculs ont donc été faits en utilisant la fonction « gls » (package nlme, Pinheiro *et al.* 2010) qui

applique la méthode des moindres carrés généralisés (« Generalized Least Square »; GLS), permettant l'utilisation de données corrélées. La structure de la corrélation spatiale a été incorporée dans les modèles de régression linéaire sous la forme d'une corrélation Gaussienne avec l'expression « correlation = corGaus (form = ~ X + Y) » avec X et Y correspondant aux coordonnées des centre des cellules de la grille d'intégration.

La sélection de modèle s'est faite en se basant sur le critère d'Akaike (Akaike 1974, AIC) et les rangs établis par les poids d'Akaike (Wagenmakers et Farrell 2004). Des modèles ayant un « evidence ratio » (rapport entre les poids d'Akaike des deux modèles comparés) inférieur à 2,7 étaient considérés comme équiprobables (Burnham et Anderson 2002).

Évaluation du modèle

Le R^2 des modèles basés sur la méthode OLS n'ayant pas la même signification que ceux obtenus pour les modèles utilisant les GLS (Judge *et al.* 1985), nous avons calculé un autre coefficient de détermination (R^2) en faisant le carré du coefficient de corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs observées.

Modèles dynamiques

Choix du modèle

Étant donné le faible nombre de béluga présent dans l'aire couverte par les inventaires aériens (1100 bélugas pour environ 5500 km^2) et le fait que cette espèce se retrouve généralement par groupe de plusieurs individus (distribution agrégée; Gosselin *et al.* 2007), une grande partie de l'aire d'étude et donc de la grille d'intégration a une densité égale à zéro. L'utilisation d'un grand nombre de zéros dans les modèles linéaires généralisés peut introduire un biais dans l'estimation des paramètres, de leurs écarts types, et peut causer une surdispersion (Zuur *et al.* 2009). Les méthodes prenant en compte ce problème comprennent les modèles « Zero-Inflated » et « Zero-Altered ». Toutefois, dû à la complexité de la structure de nos données (effets aléatoires, structure de corrélation spatiale, voir ci-dessous), de telles méthodes n'étaient pas utilisables directement. Cependant, nous avons utilisé le même type d'approche en combinant deux types de modèles, soit un modèle logistique visant à expliquer la présence ou l'absence des bélugas et un second modèle, Gaussien, modélisant les densités de bélugas dans les conditions où ils étaient présents.

Structure du modèle

Structure temporelle

L'utilisation de modèles mixtes (modèles comportant à la fois des facteurs à effets fixes et des facteurs à effets aléatoires; Miller 1997) a permis, dans une certaine mesure, de tenir compte de la corrélation temporelle existant entre des inventaires aériens successifs. En fait, cela permettait d'évaluer indépendamment les variances inter et intra-groupes associées à chaque inventaire, produisant ainsi une meilleure estimation des paramètres pour les effets fixes. La structure de corrélation temporelle des inventaires aériens utilisée dans cette étude a été modélisée grâce à un effet aléatoire de la forme ~1|Année/Date/Inventaire. Cette notation indique que les résultats des inventaires réalisés à la même date sont plus corrélés que des inventaires réalisés à des dates différentes et que les résultats d'inventaires réalisés la même année sont plus corrélés que ceux d'inventaires réalisés à des années différentes. Seule une ordonnée à l'origine aléatoire (la partie ~1 dans la formule de l'effet aléatoire) a été considérée (i.e. pas de pente aléatoire).

Structure spatiale

Dû à la méthode utilisée, il existe une auto-corrélation spatiale importante (Figure 30) entre les valeurs des densités de béluga (voir annexe 1). Afin de prendre cela en compte, une structure spatiale a été incorporée dans les modèles sous la forme d'une corrélation spatiale Gaussienne. L'expression « corrélation = corGaus(form = ~ X + Y | Année/Date/Inventaire) » a été utilisée pour indiquer que la corrélation spatiale devait être considérée entre les données de chaque inventaire, et non entre les données de tous les inventaires confondus.

La comparaison de la valeur des AIC pour les modèles avec et sans l'incorporation d'une structure spatiale montrait un net avantage pour les modèles l'incluant. De plus, les modèles incluant une structure de corrélation spatiale Gaussienne avaient un plus bas AIC que les modèles incluant d'autres types de structure spatiale (des structures sphériques, exponentielles et linéaires ont été testées).

Méthode statistique utilisée

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant le langage de programmation R version 2.12.0.

Dans un premier temps, les modèles logistiques ont été ajustés grâce à la fonction « lmer » (package lme4; Bates et Maechler 2010), car il se base sur une méthode robuste (e.g. approximation de Laplace pour évaluer la vraisemblance). Cependant, elle ne fournit pas d'options permettant l'inclusion d'une structure spatiale d'autocorrélation. Les calculs ont ensuite été réalisés avec la fonction « glmmPQL » (package MASS (version 7.3-8); Venables et Ripley 2002) qui utilise une méthode plus flexible, mais moins précise (La Quasi-vraisemblance pénalisée; Bolker *et al.* 2009). Lors des analyses, les bélugas étaient considérés comme présent (1) quand la densité estimée était supérieure à 0 et absent (0) quand la densité estimée était égale à 0. Cela permettait de séparer les conditions dans lesquelles les bélugas avaient au moins une petite probabilité de présence des conditions dans lesquelles les bélugas n'avaient jamais été observés pendant tous les inventaires.

Les modèles mixtes Gaussiens étaient ajustés en utilisant la fonction « lme » (package nlme (version 3.1-97), Pinheiro *et al.* 2010) afin de mettre en relation les variables environnementales et les densités de béluga supérieures à 0 (i.e. toutes les données considérées dans le modèle logistique comme des données de présence).

Pour les deux types de modèle, les effets linéaires et quadratiques ont été testés pour chacune des variables continues.

Évaluation des modèles

La performance prédictive des modèles logistiques mixtes a été évaluée en utilisant l'aire sous la courbe sensibilité/spécificité (appelée aussi courbe ROC, de l'anglais « Receiver Operating Characteristic ») permettant d'évaluer la proportion de prédictions correctement et incorrectement classifiées (Hanley et McNeil 1982; Fielding et Bell 1997; Pearce et Ferrier 2000). Un modèle sans aucun pouvoir discriminatoire a une aire sous la courbe (ASC) égale à 0,5. Une valeur comprise entre 0,5 et 0,7 indique une faible capacité de discrimination. Une aire entre 0,7 et 0,9 indique une discrimination appropriée pour plusieurs utilisations. Une valeur plus élevée démontre une très bonne discrimination (Pearce et Ferrier 2000).

Pour les modèles mixtes Gaussiens, un coefficient de détermination (R^2) était calculé en faisant le carré du coefficient de corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs observées.

Échelles spatiales et variables considérées

Les analyses ont été réalisées à deux échelles spatiales. À large échelle (i.e. à l'échelle de l'estuaire du Saint-Laurent), l'information sur la présence/l'absence et la densité des bélugas a été mise en relation avec celle concernant tous les facteurs physiques, biologiques et anthropogénique disponibles pour décrire l'estuaire du Saint-Laurent.

A fine échelle, les analyses ont été effectuées à l'intérieur de chaque zone définie comme aire de concentration par la méthode de kernel, considérée comme les aires les plus denses incluant 50 % de la totalité de la population utilisant l'estuaire du Saint-Laurent. Pour chaque aire de concentration, la variabilité spatiale des variables statiques (bathymétrie, relief du fond, granulométrie des sédiments, occurrence d'espèces proies, taux de contaminant dans le sédiment, intensité de la navigation) était généralement faible, empêchant leur utilisation dans les analyses. Seules les variables dynamiques (marée, vitesse et angle du courant de surface, et distance à la discontinuité la plus proche) ont été mises en relation avec les variations de densité de bélugas.

RÉFÉRENCES

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification, IEEE Transactions on Automatic Control, 19 (6): 716–723.

Bates, D. et Maechler, M. 2010. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. URL R package version 0.999375-37.

Bjornstad, O.N. 2009. ncf: Spatial non parametric covariance functions. R package version 1.1-3.

Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. et White, J. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. Trends in Ecology and Evolution, 24(3):127–135

Burnham, K.P. et Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, New York. 488 pages.

Fielding, A.H. et Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation, 24 : 38 – 49.

Gosselin, J.-F., Hammill, M.O. et Lesage, V. 2007. Comparison of photographic and visual abundance indices of belugas in the St. Lawrence Estuary in 2003 and 2005. DFO Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2007/025. 27 p.

Hanley, J. A. et McNeil, B. J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. Radiology, 143, 29-36.

Husson, F., Josse, J., et Pagès, J. 2010a. Principal component methods -hierarchical clustering- partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? Technical Report-Agrocampus. A. C. ouest, Applied mathematics department, Rennes. 17 p.

Husson, F., Josse, J., Lê, S. et Mazet, J. 2010b. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R. R package version 1.14.

Husson, F., Lê, S. et Pagès, J. 2011. Exploratory multivariate analysis by example using R. Chapman and Hall, London. 240 pages.

Judge, G.G., Griffiths, W.E., Hill, R.C., Lütkepohl, H. et Lee, T-C. 1985. The Theory and Practice of Econometrics(2nd Ed.). Wiley, New York. 1019 pages.

Lê, S., Josse, J., et Husson, F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software, 25(1): 1-18

Marzluff, J. M., Millspaugh, J. J., Hurvitz, P. et Handcock, M.A. 2004. Relating resources to a probabilistic measure of space use: forest fragments and Steller's Jays. Ecology, 85: 1411-1427.

Miller, R.G. Jr., 1997. Beyond ANOVA : Basics of Applied Statistics. Chapman & Hall/CRC. London. 336 pages.

Millspaugh, J. J., Nielson, R. M., McDonald, L., Marzluff, J. M., Gitzen, R. A., Rittenhouse, C.D., Hubbard, M. W. et Sheriff, S.L. 2006. Analysis of resource selection using utilization distributions. Journal of Wildlife Management, 70:384-395.

Pearce, J. et Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. Ecol. Model. 133: 225–45.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., R Development Core Team. 2010. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. The Comprehensive R Archive Network (CRAN), Vienna, Austria.

R Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL.

Venables, W.N. et Ripley, B.D. 2002. Modern Applied Statistics with S, fourth edition. S. Springer, New York. 495 pages.

Wagenmakers, E.-J., et Farrell, S. 2004. AIC model selection using Akaike weights. Psychonomic Bulletin & Review, 11, 192-196.

Ward, J. H., Jr. 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function, J. Am. Statist. Ass., 58: 236–244.

Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization dirstibution in home-range studies. Ecology, 70, 164–168.

Zuur, A. F., Leno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. et Smith, G. M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York. 574 pages.

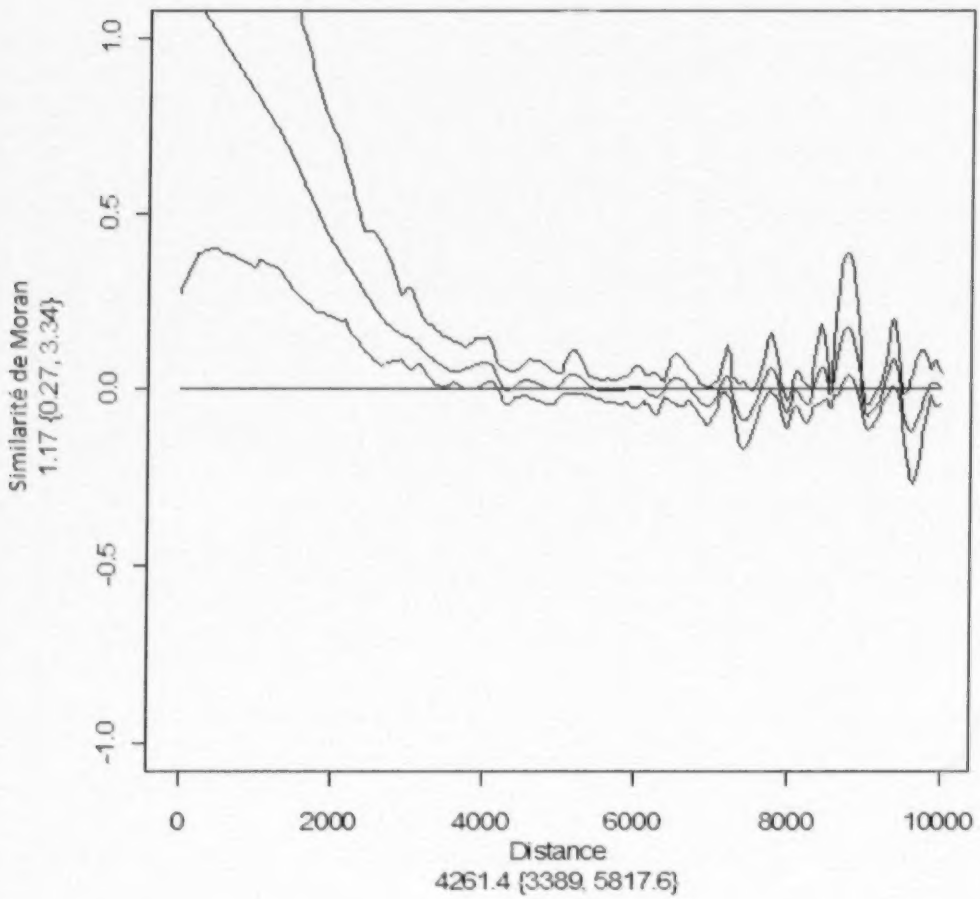

Figure 30. Exemple d'autocorrélation entre les valeurs de densité de béluga mesurées avec l'indice de similarité de Moran (Moran similarity, Moran I) utilisant la fonction "spline.correlog" de l'outil "ncf" (Bjornstad 2009). Une autocorrélation significative est maintenue jusqu'à 4 km et suit un patron de corrélation semi-gaussien en raison de la méthode de kernel utilisée pour estimer les densités.